

SIMONE BITTENCOURT

**CARGA MÁXIMA DE FÓSFORO ADMISSÍVEL AO RESERVATÓRIO  
PIRAQUARA II, REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA,  
UMA APLICAÇÃO DO PROCESSO TMDL**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Felga  
Gobbi

CURITIBA  
2003

Bittencourt, Simone

Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, região metropolitana de Curitiba, uma aplicação do processo TMDL/ Simone Bittencourt.—Curitiba, 2003.

ix, .....f.

Tese (Doutorado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

1. Água – Qualidade – Curitiba, PR. 2. Bacias hidrográficas – Curitiba, PR. 3. Água – Teor de fósforo – Curitiba, PR. I. Título.

CDD 628.19(816.22)

CDU 614.722



**UFPR**

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DO DESPORTO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
DEPARTAMENTO DE SOLOS E ENGENHARIA AGRÍCOLA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: CIÊNCIA DO SOLO(MESTRADO)  
Rua dos Funcionários, 1540-Curitiba/PR-80035-050-Fone/Fax 41-350-5648  
E-mail: [pgcisolo@agrarias.ufpr.br](mailto:pgcisolo@agrarias.ufpr.br)


## P A R E C E R

Os Membros da Comissão Examinadora, designados pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo" para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado, apresentada pela candidata **SIMONE BITTENCOURT**, sob o título "**Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, Região Metropolitana de Curitiba-Uma aplicação do processo TMDL**", requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo" do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná, após haverem analisado o referido trabalho e argüido o candidato, são de Parecer pela "**APROVAÇÃO**" da Dissertação, com o conceito "**A**", completando assim, os requisitos necessários para receber o diploma de **Mestre em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo"**

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Área de Concentração "Ciência do Solo", em Curitiba aos 22 de agosto de 2003.

  
Prof. Dr. Eduardo Felga Gobbi, Presidente.

  
Prof. Dr. Cristovão Vicente Scapulato Fernandes, Iº Examinador.

  
Profª. Drª. Nerilde Favaretto, IIª Examinadora.



Para Ludgério e Iracema,  
Marcelo e Vinícius,  
Por amor



## AGRADECIMENTOS

Sem a cooperação de muitas pessoas, não me seria possível completar esta dissertação.

Agradeço ao professor e orientador Eduardo Felga Gobbi, pelo acompanhamento, análise crítica e revisão do estudo e ao engenheiro civil Enéas Machado, pelas sugestões que propiciaram a definição do tema da pesquisa.

Especialmente ao agrônomo Luiz Mariano Baumel Szczypior e ao professor Gláucio Roloff pela valiosa contribuição no uso do modelo matemático SWAT e aos professores Antônio Carlos Vargas Motta e Nerilde Favaretto pelas informações científicas.

Ao IAP, SUDERHSA, SIMEPAR, PARANASAN pelas informações fornecidas e ao técnico agrícola Gilmar Zachy Cravisso da EMATER de Piraquara pela atenção e colaboração.

Ao amigo Maurício Capela pela ajuda na elaboração do abstract.

Ao CNPq pelo incentivo financeiro, através de bolsa de estudos.

A minha família pelo apoio, carinho e incentivo

E a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização desse estudo.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE QUADROS</b> .....	vii
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	viii
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	ix
<b>RESUMO</b> .....	x
<b>ABSTRACT</b> .....	xi
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	1
1.1 OBJETIVOS DO ESTUDO .....	4
1.1.1 Objetivo Geral .....	4
1.1.2 Objetivos Específicos .....	4
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	6
2.1 QUALIDADE DA ÁGUA .....	6
2.1.1 Fatores Relacionados à Qualidade da Água .....	9
2.1.2 Fontes de Poluição .....	9
2.1.3 Conflitos de Usos e a Política de Recursos Hídricos .....	11
2.2 PROBLEMA DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS E RESERVATÓRIOS .....	15
2.2.1 Principais Fatores que Influem na Produtividade de Lagos e Reservatórios ..	16
2.2.1.1 Fósforo e nitrogênio como fatores limitantes para a biomassa de algas .....	16
2.2.1.2 Características da bacia hidrográfica .....	17
2.2.1.3 Cadeia trófica .....	18
2.2.1.4 Envelhecimento de lagos .....	19
2.2.2 Classificação Trófica de Lagos e Reservatórios .....	20
2.2.2.1 Lagos eutróficos .....	21
2.2.2.2 Lagos oligotróficos .....	21
2.2.2.3 Lagos mesotróficos .....	22
2.3 O CICLO DO FÓSFORO NO MEIO AMBIENTE .....	22
2.3.1 O Ciclo do Fósforo no Solo .....	23
2.3.1.1 Formas do fósforo no solo .....	23
2.3.2 O Ciclo do Fósforo em Lagos e Reservatórios .....	26
2.3.2.1 Efeitos das concentrações de fósforo na produtividade de lagos .....	29
2.3.3 Exportação de Fósforo para os Corpos d'água .....	30
2.3.3.1 Exportação de fósforo em usos urbanos e industriais .....	31
2.3.3.2 Exportação de fósforo em usos florestais e agropecuários .....	32
2.3.4 Ações para Controlar a Exportação de Fósforo .....	37
<b>3 O PROCESSO TMDL</b> .....	40
3.1 ETAPAS DO PROCESSO TMDL .....	43
3.1.1 Identificação e Listagem dos Corpos d'água que Requerem TMDL .....	43
3.1.2 Escolha de Objetivos e Classificação por Prioridade .....	44
3.1.3 Desenvolvimento do TMDL .....	45
3.1.4 Implementação do TMDL por Ações de Controle .....	48
3.1.5 Avaliação das Ações de Controle .....	51

## SUMÁRIO (cont.)

3.2	A MODELAGEM MATEMÁTICA NO PROCESSO TMDL .....	52
3.3	ESCOLHA DE CENÁRIOS DE ALOCAÇÃO .....	55
3.4	PARTICIPAÇÃO PÚBLICA .....	56
3.5	ESTUDOS DE CASO .....	56
3.5.1	TMDL para a Bacia Hidrográfica do Rio Beaver .....	56
3.5.2	TMDL para Baía de Newport .....	59
4	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	60
4.1	COLETA DE DADOS .....	60
4.1.1	Amostragem e Análise de Solo e de Água .....	61
4.2	DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO .....	62
4.2.1	Localização .....	62
4.2.2	Fisiografia .....	63
4.2.3	Clima .....	64
4.2.4	Geologia .....	65
4.2.5	Geomorfologia .....	66
4.2.6	Hidrogeologia .....	67
4.2.7	Solos .....	68
4.2.8	Vegetação .....	70
4.2.9	Uso e Ocupação do Solo .....	71
4.2.10	Qualidade da Água .....	75
4.3	METODOLOGIA .....	76
4.3.1	Seleção do Parâmetro de Qualidade da Água .....	76
4.3.2	Simulação Matemática .....	77
4.3.2.1	Formas do fósforo no solo, consideradas pelo SWAT .....	79
4.3.2.2	Formas do fósforo em corpos d'água, consideradas pelo SWAT .....	80
4.3.3	Aplicação do Processo TMDL .....	81
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	87
5.1	APLICAÇÃO DO PROCESSO TMDL .....	87
5.1.1	Primeira Etapa - Identificação do Corpo d'água de Qualidade Limitada .....	87
5.1.2	Segunda Etapa - Escolha de Objetivos e Priorização .....	91
5.1.3	Terceira Etapa - Desenvolvimento do TMDL .....	91
5.1.4	Quarta Etapa - Implementação do TMDL, por Ações de Controle .....	97
5.1.5	Quinta Etapa - Avaliação das Ações de Controle .....	103
5.2	O PROCESSO TMDL NO CONTEXTO DA POLÍTICA DE RECURSOS HÍDRICOS .....	104
6	<b>CONCLUSÕES</b> .....	105
7	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	108
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	111
	<b>APÊNDICE</b> .....	121
	<b>ANEXOS</b> .....	128

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - CLASSES E USOS DA ÁGUA CONFORME A RESOLUÇÃO CONAMA 20/86 .....	6
QUADRO 2 - COMPARAÇÃO ENTRE CARACTERÍSTICAS DE FONTES DE POLUIÇÃO PONTUAIS E DIFUSAS .....	11
QUADRO 3 - CAUSAS E FONTES DE DEGRADAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	44
QUADRO 4 - ATIVIDADES PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM TMDL .....	46
QUADRO 5 - EXEMPLOS DE MELHORES PRÁTICAS DE MANEJO (BMP'S) NA AGRICULTURA.....	49
QUADRO 6 - SITUAÇÕES DE DECISÃO ENVOLVENDO MODELOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS .....	52
QUADRO 7 - CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS PIRAQUARA I E PIRAQUARA II .....	64
QUADRO 8 - CORRELAÇÃO ENTRE A CLASSIFICAÇÃO UTILIZADA PELA EMBRAPA (1984) E AS CLASSES DO ATUAL SISTEMA DE CLASSES DE SOLOS .....	68
QUADRO 9 - TIPOLOGIAS DE USOS DO SOLO .....	84

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - PADRÕES DE QUALIDADE PARA OS CORPOS D'ÁGUA DAS DIVERSAS CLASSES (RESOLUÇÃO CONAMA 20/86) .....	7
TABELA 2 - LIMITES DE FÓSFORO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS .....	22
TABELA 3 - RELAÇÕES GERAIS ENTRE A PRODUTIVIDADE DOS LAGOS E AS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE FÓSFORO TOTAL NO EPILÍMINIO .....	30
TABELA 4 - CARGA DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS POR UNIDADE DE ÁREA, DEVIDO AOS EXCREMENTOS HUMANOS E OUTRAS FONTES, CONSIDERANDO UMA MÉDIA DE 12 g/hab.dia DE NITROGÊNIO E 2,254 g/hab.dia DE FÓSFORO .....	31
TABELA 5 - RELAÇÃO ENTRE A PRODUTIVIDADE GERAL DE SOLOS DE ÁREAS NATURAIS E AGRÍCOLAS E A EXPORTAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO .....	34
TABELA 6 - AUMENTO NA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NA ÁGUA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E NO SEDIMENTO POR FERTILIZAÇÃO .....	35
TABELA 7 - TMDL DE FÓSFORO TOTAL PARA BAÍA DE NEWPORT .....	59
TABELA 8 - PRINCIPAIS USOS DO SOLO NA BACIA DO RIO PIRAQUARA .....	73
TABELA 9 - VALORES DE FOSFATO (mg/L) OBTIDOS PELO IAP – ESTAÇÃO AI 41 .....	76
TABELA 10 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA FÓSFORO TOTAL .....	88
TABELA 11 - CONCENTRAÇÕES DE FOSFATO (mg/L) OBTIDAS PELO IAP – ESTAÇÃO AI 41, NO PERÍODO DE MAIO DE 1991 A OUTUBRO DE 2002 .....	89
TABELA 12 - RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLOS .....	90
TABELA 13 - EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO NOS DIFERENTES USOS DO SOLO, NO ANO DE 2006, NOS DOIS CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO .....	95
TABELA 14 - EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO DE ACORDO COM O RISCO DE EROÇÃO EM EXPERIMENTO REALIZADO NA INGLATERRA .....	97
TABELA 15 - ALOCAÇÕES DE CARGA DE FÓSFORO PARA OS USOS DO SOLO APÓS A ADOÇÃO DAS MEDIDAS DE CONTROLE (CENÁRIO A1) .....	101
TABELA 16 - CARGA DE FÓSFORO TOTAL EXPORTADA NOS DIFERENTES USOS DO SOLO .....	101

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CADEIA TRÓFICA .....	18
FIGURA 2 - ESTADO TRÓFICO CONTÍNUO .....	21
FIGURA 3 - CICLO DO FÓSFORO NO SOLO .....	24
FIGURA 4 - ETAPAS DO PROCESSO TMDL .....	43
FIGURA 5 - PROCESSO DE IDENTIFICAÇÃO E PRIORIZAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA DE QUALIDADE LIMITADA .....	45
FIGURA 6 - ETAPAS PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM TMDL .....	47
FIGURA 7 - EXEMPLOS DE BMP'S NA AGRICULTURA .....	50
FIGURA 8 - PROCEDIMENTO DO TMDL PARA O POLUENTE FÓSFORO .....	54
FIGURA 9 - PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA E DE SOLO .....	61
FIGURA 10 - REDE HIDROGRÁFICA DA BACIA DO RIO PIRAQUARA .....	63
FIGURA 11 - USO DO SOLO NA BACIA DO RIO PIRAQUARA, PASTAGEM EM PRIMEIRO PLANO E FLORESTA ATLÂNTICA AO FUNDO .....	72
FIGURA 12 - PRINCIPAIS USOS DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAQUARA .....	74
FIGURA 13 - COMPOSTOS DE FÓSFORO MODELADOS PELO SWAT .....	79
FIGURA 14 - SUB-BACIAS RESULTANTES NA SIMULAÇÃO MATEMÁTICA E PONTOS DE ENTRADA E SAÍDA DE DADOS .....	83
FIGURA 15 - CONCENTRAÇÃO MÉDIA MENSAL DE FOSFATO (mg/L) OBTIDA PELO IAP NA ESTAÇÃO AI 41, NO PERÍODO DE MAIO DE 1991 A OUTUBRO DE 2002 .....	89
FIGURA 16 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, OBTIDA PARA O ANO DE 2006, NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A E B .....	93
FIGURA 17 - PRECIPITAÇÃO SIMULADA PARA O ANO DE 2006 .....	93
FIGURA 18 - EXPORTAÇÃO DE CARGA DE FÓSFORO TOTAL NA ÁREA DE DRENAGEM DE CONTRIBUIÇÃO AO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, CENÁRIOS A E B .....	93
FIGURA 19 - USO DO SOLO APÓS A IMPLEMENTAÇÃO DA MATA CILIAR COMO MEDIDA DE CONTROLE PARA REDUZIR A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II .....	98
FIGURA 20 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, OBTIDA PARA O ANO DE 2006 NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A1 E B1 .....	100
FIGURA 21 - CARGA DIFUSA DE FÓSFORO TOTAL EXPORTADA PARA O RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, NO ANO DE 2006 NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A E A1 .....	102

## RESUMO

O processo TMDL (total maximum daily load) desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos- EPA determina a quantia máxima de cargas de um poluente que um corpo d'água pode receber sem violar os padrões estabelecidos de qualidade da água e aloca cargas deste poluente entre fontes de poluição pontuais e difusas. É uma ferramenta de planejamento de recursos hídricos que considera o efeito de todas as atividades ou processos que causam ou contribuem para a degradação da qualidade de um corpo d'água. Por esse motivo, pode ser muito útil na implementação e operacionalização da política brasileira de recursos hídricos. A presente pesquisa foi desenvolvida com o objetivo de demonstrar a aplicação do processo TMDL na bacia hidrográfica do rio Piraquara, na área de drenagem de contribuição ao futuro reservatório Piraquara II – Região Metropolitana de Curitiba, a ser implantado em 2004. O fósforo foi o poluente selecionado para o desenvolvimento do processo TMDL, pois este nutriente é o fator limitante na produção de biomassa de algas em lagos e reservatórios da região. Em bacias rurais, como é o caso da área do presente estudo, a principal fonte de fósforo é o transporte pela água da chuva de fertilizantes, esterco e partículas do solo contendo o nutriente. O processo TMDL foi desenvolvido para uma situação futura considerando o ano de 2006, em dois cenários de simulação: uso atual do solo, denominado de cenário A e uso do solo admitindo fontes de poluição pontuais que causem o aumento de entradas de carga de fósforo no Reservatório Piraquara II, denominado de cenário B; através da aplicação do modelo matemático SWAT. Como resultado da simulação matemática, em 75% e 100% dos meses do ano de 2006, respectivamente para os cenários A e B, a concentração mensal de fósforo total no reservatório esteve entre a faixa limite para ocorrência de eutrofização de 0,025 a 0,10 mg/L de P total, estabelecida no presente estudo. Para reduzir esta concentração, foram adotadas as medidas de controle: plantio direto, implantação de mata ciliar e tratamento de efluentes. A adoção destas medidas de controle permitiu a redução das concentrações mensais de P total no reservatório. A carga de P total exportada da bacia no cenário A com a adoção das medidas de controle foi de 1.822,2 kg/ano, sendo este valor a meta de TMDL (carga máxima total) para não ocorrência de eutrofização no reservatório Piraquara II. Para o cenário B, o nível de tratamento de efluentes de 60% não foi suficiente para satisfazer o padrão de qualidade d'água admitido. Assim, o presente estudo, demonstrou que o TMDL é uma ferramenta útil no processo decisório de gestão dos recursos hídricos, pois ao utilizar um modelo matemático para seu desenvolvimento possibilita a previsão de uma situação futura com uma razoável quantidade de informações essenciais sobre as condições da bacia hidrográfica. Além disso, ao incorporar o monitoramento, permite analisar se as ações adotadas para diminuir as cargas de poluentes exportadas da bacia são eficientes ou devem ser melhoradas.

Palavras-chave: TMDL, Qualidade da água, Reservatório, Fósforo.

## ABSTRACT

The TMDL process (total maximum daily load) developed by the United States Environmental Protection Agency - EPA determines the maximum amount of a pollutant loading that a waterbody can receive without violating water quality standards established and allocates loads of this pollutant between point sources and nonpoint sources. It is a tool of planning of water resources that considers the effect of all the activities or processes that cause or contribute for the impairment of the waterbody quality. For this reason, it can very be useful for the implementation and operation of the Federal water resources law, instituted in 1997. The goal of this research is to demonstrate the application of process TMDL in the Piraquara River Watershed, especially in the draining area of contribution to the future Piraquara II Reservoir – Curitiba Metropolitan Region, to be implanted in 2004. The phosphorus was the pollutant selected for the development of TMDL process specially because this nutrient is the limitant factor in the production of algae biomass in lakes and reservoirs of the region. In agricultural wathershed, as it case of the area in this present study, the main source of phosphorus is the transport by water of rain of fertilizers, animal wastes and soil particles contained the nutrient. TMDL process was developed for a future situation considering the year of 2006 in two scenario of simulation by application of the mathematical model SWAT. Scenario A: soil actual use and Scenario B: soil use admitting point sources that cause the increase phosphorus load input in the Piraquara II Reservoir. The development of the TMDL resulted in a concentration monthly in the reservoir in 75% and 100% of months in 2006, respectively for the scenario A and B, corresponding limit strip for eutrophication occurrence of 0,025 – 0,10 mg/L of P total, established in the present study. To reduce these concentrations, were adopted like control measures the: no till, the implantation of riparian area and treatmentof point sources to decrease the exported Ptotal load from watershed. The adoption of these control measures allowed the concentration reduction of P total in the reservoir for 0,020 mg/L and a exported P total load of the watershed 1.822,2 kg/year to the scenario A, being this value the goal of TMDL (total maximum daily load) for the Piraquara II Reservoir. For the scenario B the standard dont achivied with the treatment level adopted. Thus, the present study demonstrated that the TMDL is a flexible and useful tool in the decision process management water resources, especially when using a mathematical model for its development that makes possible the forecast of a future situation with a reasonable amount of essential information on the conditions of the watershed. Moreover, when incorporating the monitoring evaluate if the adopted actions to reduce exported loads of pollutants of the watershed are efficient or must be improved.

Key-words: TMDL, Water Quality, Reservoir, Phosphorus.



## 1 INTRODUÇÃO

Neste milênio, aliar o crescimento econômico à preservação dos recursos naturais é um desafio que deve ser superado para garantir a sobrevivência das atuais e futuras gerações.

A degradação dos recursos naturais, principalmente dos recursos hídricos, traz como consequência uma queda na qualidade de vida das pessoas, afetando-as diretamente, em sua saúde por exemplo, e indiretamente, afetando a produção e a economia do país. A deterioração ambiental deve ser encarada não como uma consequência inevitável a pagar pelo crescimento mas sim como uma limitação a ser superada nas perspectivas de um desenvolvimento sustentado a médio ou longo prazo (LEAL, 1997).

A água doce é um recursos natural essencial à vida e ao desenvolvimento das atividades humanas que está tornando-se cada vez mais escasso e poluído. Segundo TUNDISI (1999) as alterações na distribuição, quantidade e qualidade das águas representam uma ameaça à sobrevivência da humanidade e das demais espécies que habitam o planeta.

Nos grandes centros urbanos, o acentuado crescimento populacional provoca um aumento na demanda de água para abastecimento ao mesmo tempo que se intensificam os despejos de esgotos urbanos e industriais em rios e lagos. Por outro lado, no meio rural o desenvolvimento das atividades agropecuárias também causa a degradação dos recursos hídricos, quer seja pelo desmatamento, pelo uso inadequado da água na irrigação ou pelo carreamento, através da erosão, de agrotóxicos e fertilizantes até os corpos d'água. Como consequência destas formas de poluição pontuais e difusas tem-se a degradação de ecossistemas, prejuízos à qualidade das águas e ao abastecimento público.

Para reverter esta situação é preciso adotar um modelo de gestão de recursos hídricos que possa promover um desenvolvimento sustentável, aliando o crescimento econômico à preservação ambiental.

No Brasil, um passo foi dado neste sentido com a aprovação da Lei Federal n. 9433 em 08 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Esta lei estabeleceu a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e intervenção mais adequada. Estabeleceu também, que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada, com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades, visando sempre proporcionar o uso múltiplo das águas.

Neste sentido, para implementar esta lei a nível de bacia hidrográfica é necessário o uso de ferramentas de planejamento que possibilitem incorporar os fatores que afetam a qualidade da água, que são diversos e possuem complexas interações entre si.

Atividades de gerenciamento e conservação de recursos hídricos e recuperação de ecossistemas aquáticos devem desenvolver uma visão sistêmica e integrada dos processos físicos, químicos, biológicos e também humanos em uma bacia hidrográfica.

Nos Estados Unidos, o processo de planejamento de recursos hídricos implementado é o TMDL - carga total máxima diária (total maximum daily load). Este processo desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental - EPA (United States Environmental Protection Agency) determina a quantia máxima de cargas de um poluente que um corpo d'água pode receber sem violar os padrões de qualidade da água estabelecidos e aloca cargas deste poluente entre fontes pontuais e difusas.

O principal objetivo de um TMDL é alocar cargas permissíveis entre diferentes fontes de um poluente, de modo que possam ser feitas as ações de controle para alcançar os padrões de qualidade da água. Para isso, o processo inclui diversas etapas, nas quais o monitoramento está sempre presente. É um instrumento que contribui para o planejamento do uso do solo, aliando a gestão ambiental à gestão de recursos hídricos.

Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo geral demonstrar o desenvolvimento do processo TMDL no planejamento de uma bacia hidrográfica como forma de testar sua aplicabilidade para as condições locais e subsidiar ações de conservação, monitoramento, recuperação e educação ambiental.

Foi selecionada como área de estudo a bacia hidrográfica do Rio Piraquara - Região Metropolitana de Curitiba, cuja principal atividade econômica é a agropecuária, com predomínio do cultivo de milho e de pastagem. No local aplicou-se o processo TMDL para o poluente fósforo considerando o reservatório Piraquara II como corpo d'água receptor.

Segundo o Plano Diretor de Abastecimento de Água da Região Metropolitana de Curitiba (SANEPAR, 1992), o reservatório Piraquara II, a ser implantado no ano de 2004, é considerado como uma das fontes de suprimento de água para abastecimento público da Região Metropolitana de Curitiba.

Este plano determina que até o ano de 2020, o abastecimento de água da Região Metropolitana de Curitiba deverá ser feito prioritariamente através do Sistema Alto Iguaçu, com a construção de 12 reservatórios localizados na margem esquerda do rio Iguaçu. Este conjunto de reservatórios, denominado de “Cinturão Azul”, ao redor do centro de Curitiba num raio aproximado de 25 km em sub-bacias do leste e sul, tem a capacidade projetada de produzir uma vazão regularizada de 13,56 m<sup>3</sup>/s, em termos de vazão média. O reservatório Piraquara II será o segundo a ser construído. O primeiro, do Iraí, entrou em operação no ano de 2001 (SANEPAR, 1992).

Como os reservatórios são corpos semifechados de água, em áreas rurais como a bacia do Rio Piraquara, eles tendem a reter as substâncias carregadas pelas chuvas, entre as quais está o nutriente fósforo, presente nos fertilizantes agrícolas, no esterco dos animais e na composição do solo. O fósforo, juntamente com outros nutrientes como o nitrogênio, a sílica, o ferro e o manganês são essenciais ao crescimento de algas (TUNDISI et al., 1999).

O enriquecimento de corpos d'água por nutrientes, denominado de eutrofização, estimula o crescimento de algas e pode ocasionar gosto e odor às águas de abastecimento, aumentando seu custo de tratamento e, em casos mais severos, pode até mesmo causar toxicidade a quem bebe desta água.

O fósforo no escoamento superficial de água proveniente de terras agrícolas é um importante componente das fontes difusas de poluição e pode acelerar a eutrofização de lagos e rios. Assim sendo, pode ser necessário uma melhoria das práticas de manejo de solo para manter a qualidade da água em um nível desejável aos usos previstos (WITHERS et al., 2000).

## 1.1 OBJETIVOS DO ESTUDO

### 1.1.1 Objetivo Geral

O presente estudo teve por objetivo geral demonstrar o desenvolvimento do processo TMDL no planejamento de uma bacia hidrográfica como forma de testar sua aplicabilidade nas condições locais e subsidiar ações de conservação, monitoramento, recuperação e educação ambiental.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar a carga máxima (TMDL) de fósforo total admissível ao futuro reservatório Piraquara II de modo a prevenir a ocorrência de eutrofização;
- indicar medidas para proteger o uso preponderante do reservatório Piraquara II, o abastecimento público.

Para subsidiar o estudo, que envolve diversos fatores que estão inter-relacionados, o Capítulo 2 apresenta uma revisão de literatura abrangente, cuja primeira parte aborda aspectos gerais relativos à qualidade da água como legislação, fontes de poluição, política de recursos hídricos, dinâmica e problemas de lagos e reservatórios, visando mostrar a importância e a complexidade dos vários fatores que devem ser considerados em um processo de planejamento de recursos hídricos.

Ainda no Capítulo 2, a segunda parte, trata do parâmetro fósforo que será objeto do desenvolvimento do TMDL. Esta parte mostra a complexidade do ciclo do fósforo no meio ambiente, considerando os fatores que influenciam em seu ciclo no solo e em corpos d'água e evidenciando a importância do entendimento de seu comportamento nestes ecossistemas, para que seja possível o desenvolvimento e a implementação de medidas de controle adequadas, que evitem a eutrofização.

O capítulo 3, aborda o TMDL, processo utilizado para considerar o efeito de todas as atividades ou processos que causam ou contribuem para a degradação da qualidade de um corpo d'água. Assim, apresenta uma descrição detalhada de todas as etapas do processo TMDL, que incluem a modelagem matemática, o monitoramento e a adoção de ações de controle. Também inclui a descrição de estudos de caso para exemplificar a aplicação do processo.

Como o desenvolvimento do TMDL envolve características da bacia hidrográfica e vários fatores ambientais interferem na carga de fósforo exportada da bacia, o Capítulo 4 traz uma descrição detalhada da área de estudo, a bacia Manancial do rio Piraquara, apresentando informações que visam considerar todos os fatores que interferem diretamente ou indiretamente na qualidade da água dos corpos d'água do local e as informações de entrada necessárias para a execução da modelagem matemática. Também, no capítulo 4 é apresentada a metodologia que foi utilizada para o desenvolvimento do estudo, incluindo uma breve descrição do modelo matemático SWAT, que serviu como ferramenta para o desenvolvimento do processo TMDL.

O Capítulo 5 apresenta e discute os resultados obtidos, relacionando-os com fatores apresentados na revisão bibliográfica e na descrição da área e finalmente no Capítulo 6 são apresentadas as conclusões e no capítulo 7 as considerações finais do presente estudo.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 QUALIDADE DA ÁGUA

A água é um recurso natural essencial à manutenção do meio ambiente e ao desenvolvimento das atividades humanas. Seus usos estão relacionados à preservação de ecossistemas, abastecimento público, processos industriais, produção de energia elétrica, atividade agropecuária e transporte de dejetos e resíduos em geral. Para cada uso a ser feito da água é necessário características de qualidade específicas (BRANCO, 1991; MOTA, 1995; VON SPERLING, 1996).

O termo qualidade da água é aplicado para descrever suas características químicas, físicas e biológicas, através da utilização de parâmetros de qualidade que, quando analisados, possibilitam verificar se a água é adequada ao uso para o qual foi designada, de acordo com o estabelecido pela legislação pertinente (MOTA, 1995).

A legislação brasileira referente à qualidade da água é a Resolução CONAMA n. 20, de 18 de junho de 1986. Esta resolução qualifica as águas do território nacional, com base nos usos preponderantes, em nove classes de qualidade, sem distinção entre águas superficiais ou subterrâneas (quadro 1).

QUADRO 1 - CLASSES E USOS DA ÁGUA CONFORME A RESOLUÇÃO CONAMA 20/86.

*continua*

CLASSE	USOS
<b>Água doce (salinidade &lt; 0,05%)</b>	
Especial	Abastecimento doméstico, sem prévia ou simples desinfecção; Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
1	Abastecimento doméstico, após tratamento simplificado; Proteção das comunidades aquáticas; Recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho); Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; Criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.
2	Abastecimento doméstico, após tratamento convencional; Proteção das comunidades aquáticas; Recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho); Irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; Criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.
3	Abastecimento doméstico, após tratamento convencional; Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; Dessedentação de animais.

QUADRO 1 - CLASSES E USOS DA ÁGUA CONFORME A RESOLUÇÃO CONAMA 20/86.

conclusão

CLASSE	USOS
4	Navegação; Harmonia paisagística; Usos menos exigentes.
<b>Água Salobra (salinidade entre 0,05% e 3%)</b>	
5	Recreação de contato primário; Proteção das comunidades aquáticas; Criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.
6	Navegação comercial; Harmonia paisagística; Recreação de contato secundário.
<b>Água Salina (salinidade &gt; 3%)</b>	
7	Recreação de contato primário; Proteção das comunidades aquáticas; Criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.
8	Navegação comercial; Harmonia paisagística; Recreação de contato secundário.

Para cada classe são estabelecidos limites e/ou condições de qualidade a serem respeitadas de modo a assegurar seus usos preponderantes, sendo mais restritivo quanto mais nobre for o uso pretendido, conforme mostra a tabela 1.

TABELA 1 - PADRÕES DE QUALIDADE PARA OS CORPOS D'ÁGUA DAS DIVERSAS CLASSES (RESOLUÇÃO CONAMA 20/86)

PARÂMETRO	UNIDADE	PADRÃO PARA CORPO D'ÁGUA			
		1	2	3	4
Cor	mgPt/L	nív. natur.	75	75	-
Turbidez	UNT	40	100	100	-
Sabor e odor	-	VA	VA	VA	-
Óleos e graxas	-	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0
DBO <sub>5</sub>	mg/L	3	5 <sup>(1)</sup>	10 <sup>(1)</sup>	-
DQO	mg/L	-	-	-	-
OD	mg/L	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Sólidos em suspensão	mg/L	-	-	-	-
Coliformes totais	org/100 ml	1000	5000	20000	-
Coliformes fecais	org/100 ml	200	1000	4000	-
<b>SUBSTÂNCIAS POTENCIALMENTE PREJUDICIAIS (TEORES MÁXIMOS)</b>					
Amônia livre (NH <sub>3</sub> )	mg/L	0,02	0,02	-	-
Fosfato total	mg/L	0,025	0,025	0,025	-
Nitrato	mg/L	10	10	10	-
Nitrito	mg/L	1,0	1,0	1,0	-

FONTE: VON SPERLING (1996)

NOTA: VA - virtualmente ausente; nív. natur. - nível de cor natural do corpo de água;

(1) - pode ser ultrapassado caso estudos de autodepuração indiquem que o OD deverá estar dentro dos padrões, nas condições críticas de vazão (Q<sub>7,10</sub>).

Segundo PEREIRA e LANNA (1998) existe a necessidade de se efetuar uma revisão da Resolução CONAMA 20/86, pois esta foi aprovada em uma época em que os estudos sobre recuperação ambiental ainda achavam-se pouco desenvolvidos no Brasil.

A Resolução 20/86 não estabelece claramente um regime hidrológico de referência para que cada parâmetro deva permanecer em dado limite de classe. Ao estabelecer limites fixos para os parâmetros não se leva em conta o comportamento aleatório das concentrações destes parâmetros ao longo do tempo. Estas concentrações deveriam ser tratadas sob a ótica de risco ou probabilidade de superação de determinado limite.

Segundo VON SPERLING (1998), a resolução não deixa claro qual condição de vazão, vazão média ou vazão crítica, deve ser considerada. Em relação ao parâmetro OD, artigo 13 da Resolução CONAMA 20, a adoção da vazão crítica  $Q_{7,10}$ , que possui um período de retorno de 10 anos, é muito restritiva, principalmente no Brasil, onde a falta de recursos tem induzido ao descumprimento do padrão deste parâmetro em um grande número de corpos d'água.

Em relação ao fósforo (fosfato total<sup>1</sup>), VON SPERLING (1996) recomenda que seja feita uma revisão dos limites presentes na resolução, levando-se em conta o fato dos ambientes aquáticos tropicais apresentarem uma capacidade assimiladora de fósforo bastante superior àquela encontrada em climas temperados.

Para fins de planejamento ambiental, a Resolução é muito inflexível, devido ao número reduzido de classes, faltando padrões intermediários entre as classes 3 e 4; em situações, por exemplo, onde o uso da água com algum tratamento prévio poderia ser adequado para abastecimento humano, irrigação e dessedentação de animais (PEREIRA & LANNA, 1998).

---

<sup>1</sup>Fosfato total: corresponde ao fósforo total e compreende o fósforo orgânico, presente em substâncias orgânicas, e o fósforo mineral, na forma de fosfato. (SUDERHSA, 1997).



### 2.1.1 Fatores Relacionados à Qualidade da Água

Em uma bacia hidrográfica, a qualidade da água é influenciada por fatores naturais, como o clima, a geologia e a pedologia, pelo uso do solo e da água e pelas atividades humanas (PORTO et al., 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

O clima; através da distribuição das chuvas, temperaturas e ventos; influencia no processo de decomposição e transporte de elementos químicos de rochas e solos até os corpos d'água da bacia hidrográfica. A água da chuva também pode contribuir com a introdução de uma série de substâncias presentes na atmosfera (PORTO et al., 1991).

Ao atingir o solo, a água da chuva infiltra e escoar sobre ele, iniciando um processo de transporte de sólidos suspensos e dissolvidos até os cursos d'água. Este processo depende das características de relevo, de solo, de vegetação e de uso da bacia hidrográfica. São transportados, íons como cálcio, magnésio, potássio, bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, nitratos entre outros, e diversas formas de compostos orgânicos, provenientes da decomposição da matéria orgânica de origem animal e vegetal, incluindo resíduos de áreas agrícolas. Também influenciam na qualidade dos corpos d'água a descarga de águas residuárias de origem doméstica e industrial (PORTO et al., 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994; VON SPERLING, 1996).

O uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica é um dos principais fatores que afeta a qualidade das águas, sendo por este motivo um indicativo da qualidade ambiental da bacia (BRANCO, 1991; VON SPERLING, 1996).

### 2.1.2 Fontes de Poluição

A qualidade de um corpo d'água pode não ser aquela desejável ao seu uso previsto. Neste caso, diz-se que a água está poluída, sendo necessário estudos para identificar as fontes que estão causando esta poluição e estabelecer formas para adequar a qualidade ao uso previsto.

Entende-se por poluição das águas a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de maneira que prejudique os legítimos usos que dele são feitos (VON SPERLING, 1996). Essa definição em função do uso que é feito da água alterada pela poluição, ou do interesse econômico das espécies prejudicadas, não tem fundamento científico, podendo no máximo ter o fundamento de um conceito legal ou jurídico (BRANCO, 1991).

As cargas de poluentes podem ser transportadas até os corpos d'água por descarga direta, escoamento superficial, água subterrânea ou deposição atmosférica. As diferentes formas de fontes de poluição permitem a sua classificação em duas categorias: fontes pontuais e fontes difusas, que são governadas por mecanismos diferentes e resultam em distintos impactos no corpo d'água receptor, conforme descrito a seguir (RYDEN et al., 1973; VON SPERLING, 1996; USEPA, 1997; DALCANALE & PORTO, 2001):

- a) fonte de poluição pontual: A carga de poluente atinge o corpo d'água de forma concentrada no espaço. Fontes pontuais incluem as descargas de efluentes de estações de tratamento de esgotos municipais e industriais, bem como, a introdução de poluentes por tributários;
- b) fonte de poluição difusa: A carga de poluente de fonte difusa tem sua origem de difícil identificação e sua chegada aos corpos d'água está associada à episódios de chuvas. Os poluentes atingem o corpo d'água distribuídos ao longo de parte de sua extensão e não concentrados em um único ponto. O uso do solo e as características hidrológicas da bacia são os principais determinantes da magnitude da carga de poluente de fonte difusa, já que esta geralmente resulta do transporte até os corpos d'água receptores através do escoamento superficial da água seguindo a drenagem da bacia.

O quadro 2 apresenta as principais características que distinguem fontes de poluição pontuais de fontes difusas.

QUADRO 2 - COMPARAÇÃO ENTRE CARACTERÍSTICAS DE FONTES DE POLUIÇÃO PONTUAIS E DIFUSAS

FONTES PONTUAIS	FONTES DIFUSAS
<ul style="list-style-type: none"> <li>- vazão bastante estável,</li> <li>- variabilidade menor que uma ordem de magnitude,</li> <li>- maioria dos impactos severos durante condições de baixa vazão,</li> <li>- concentrações bastante previsíveis.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vazões altamente variáveis que acontecem em intervalos intermitentes ao acaso,</li> <li>- variabilidade de várias ordens de magnitude,</li> <li>- a maioria dos impactos severos acontece durante ou após eventos de chuvas,</li> <li>- concentrações imprevisíveis, variáveis</li> </ul>

FONTE: USEPA (1997)

Nos Estados Unidos, a causa principal de corpos d'água fora dos padrões de qualidade da água é o problema de poluição por fontes difusas, sendo a agricultura a principal fonte de degradação de corpos d'água, afetando 60% dos quilômetros de rios degradados, 50% dos hectares de lagos degradados e 34% dos hectares de estuários degradados (DANIEL et al., 1998). Diante disto, a gestão de recursos hídricos americana está dando maior ênfase à redução de cargas difusas, tanto agrícolas como urbanas (USEPA, 1997).

Isto porque em países desenvolvidos como os Estados Unidos, medidas para o controle de poluição pontual vem sendo adotadas a muitas décadas, de modo que grande parte do problema ocasionado por este tipo de poluição já foi equacionado. Entretanto, em países como o Brasil, as ações para o controle da poluição pontual, originária de cidades e indústrias, podem ser consideradas como incipientes (VON SPERLING, 1996). Neste sentido, a preocupação prioritária vem sendo em reduzir a poluição pontual, deixando de lado, freqüentemente, as ações para solucionar os problemas causados por poluição de fontes difusas, apesar destes não deixarem de ser significativos.

### 2.1.3 Conflitos de Usos e a Política de Recursos Hídricos

As diferentes exigências de qualidade para cada uso a ser feito da água é motivo de conflitos, pois para atender às diversas necessidades é preciso que os recursos hídricos sejam destinados à múltiplos usos (BRANCO, 1991). Este conflito de usos é devido principalmente aos problemas que determinada atividade pode ocasionar a outros usos. Por exemplo, a utilização de determinado manancial de

abastecimento público para recreação ou diluição de águas residuárias pode tornar a água imprópria ao consumo humano (MOTA, 1995).

É neste contexto que institui-se a política de recursos hídricos para organizar a relação entre necessidades e disponibilidades e para determinar os usos múltiplos e as prioridades de uso de recursos hídricos. Para cumprir sua finalidade, a política deve ser baseada em um modelo de gestão, que obedeça os princípios gerais da gestão ambiental, mas que também incorpore as particularidades da água, que por um lado é um bem econômico que pode obedecer às leis de mercado e por outro, possui caráter público essencial não dispensando uma normatização do seu uso, com legislação específica e atuação do poder público (LEAL, 1997).

No Brasil, a Lei n. 9433 de 08 de janeiro de 1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Esta lei estabelece que a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada, com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades, visando sempre proporcionar o uso múltiplo das águas. Define também que a unidade territorial de planejamento e intervenção mais adequada é a bacia hidrográfica.

São objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos: assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável; a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

Para atingir estes objetivos foram instituídos os cinco instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, os quais serão sucintamente descritos a seguir.

O primeiro instrumento, os **planos de recursos hídricos**, são documentos programáticos que visam fundamentar e orientar a implementação da política nacional de recursos hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos. São elaborados por bacia hidrográfica, por estado e para o País. Têm como objetivo apresentar

orientações, diretrizes, ações e atividades, de curto, médio e longo prazos, visando fortalecer as instituições gestoras de recursos hídricos e explicitar normas e regras para os usuários de água, de tal forma que se estabeleça o equilíbrio entre a disponibilidade de água e a satisfação das necessidades.

Outro instrumento é o **enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água**, que visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. O enquadramento dos corpos de água não se baseia, necessariamente, no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. Deve, de preferência, constar nos Planos de Recursos Hídricos, sendo resultado de um processo de planejamento que estabeleça as prioridades de usos dos corpos hídricos. As diretrizes e parâmetros atuais visando o enquadramento dos corpos d'água foram fixados pela Resolução CONAMA n. 20 de 1986.

**A outorga de direito de uso de recursos hídricos** é o ato administrativo, de autorização, mediante o qual o Poder Público outorgante faculta ao outorgado, o uso de recurso hídrico, por prazo determinado, nos termos e nas condições expressas no respectivo ato. Tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. Toda outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos e deverá respeitar a classe em que o corpo d'água estiver enquadrado.

**A cobrança do uso de recursos hídricos**, o quarto instrumento da política de recursos hídricos, objetiva reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; incentivar a racionalização do uso da água; e obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

Por fim o quinto instrumento, o **sistema de informações sobre recursos hídricos** é um sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão, que tem

por objetivo reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; fornecendo subsídios para a elaboração dos planos de recursos hídricos. São princípios básicos para o seu funcionamento: a descentralização da obtenção e produção de dados e informações; a coordenação unificada do sistema; e o acesso aos dados e informações garantido à toda a sociedade.

O órgão responsável pela implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos é a Agência Nacional das Águas – ANA, integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e criada pela lei n. 9.984 de 17 de julho de 2000, que estabelece regras para a sua atuação, sua estrutura administrativa e suas fontes de recursos.

No estado do Paraná, a Lei n. 12.726, de 26 de novembro de 1999 instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos e criou o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos seguindo as determinações da Política Nacional de Recursos Hídricos. O sistema paranaense de gestão dos recursos hídricos é formado pelo Conselho Estadual, Comitês de Bacias Hidrográficas e Agências de Bacia, chamadas de Unidades Executivas Descentralizadas - UED's.

As UED's estão sendo formadas por usuários da bacia, responsáveis pela proposta de valores de custo pelo uso da água e pela execução dos planos de bacia, os quais explicitam as ações prioritárias na bacia e os investimentos necessários. As ações das UED's serão discutidas e aprovadas nos Comitês de Bacia, formados por representantes do Estado, dos municípios, da sociedade civil e dos usuários.

Entre as funções da UED está a de promover o estudo sobre as bacias hidrográfica de mananciais de abastecimento público visando a elaboração dos planos de bacia hidrográfica os quais deverão conter o diagnóstico da bacia com suas potencialidades e problemas bem como, as ações necessárias para a melhoria da qualidade da água.

A Bacia Manancial é definida pela Lei Estadual n. 8.935 de 7 de março de 1989 como a bacia hidrográfica destinada à manancial de abastecimento público, ou a área hidrográfica situada a montante do local onde se preveja futuramente construir

uma barragem destinada à captação de água para abastecimento público. Esta lei estabelece os requisitos mínimos de qualidade para águas provenientes de bacias mananciais e proíbe a instalação de empreendimentos ou atividade que possam degradar os recursos naturais destas bacias, tais como indústrias, hospitais, depósitos de lixo, parcelamento do solo de alta densidade demográfica.

A área do presente estudo, a bacia hidrográfica do Rio Piraquara, de acordo com o Decreto Estadual n. 1.751 de 1996, é integrante dos mananciais e recursos hídricos de interesse para a Região Metropolitana de Curitiba, sendo declarada como área de interesse e proteção especial pelo Decreto Estadual n. 2.964 de 1980. Além disso, está localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) do Piraquara, cuja criação pelo Decreto Estadual n. 1754 de 2 de maio de 1996 teve por objetivo “proteger e conservar o meio ambiente, em especial a qualidade e quantidade da água para fins de abastecimento público”, através de um zoneamento ecológico-econômico elaborado pela COMEC (2002).

Para a operacionalização destas políticas referentes aos recursos hídricos e principalmente, às bacias mananciais é primordial o conhecimento sobre a dinâmica de lagos e reservatórios (ver apêndice 1) e sobre problemas de qualidade da água dos reservatórios destinados ao abastecimento público, tema que será abordado a seguir.

## 2.2 PROBLEMAS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS E RESERVATÓRIOS

Mundialmente, um dos principais problemas de qualidade em águas de lagos e reservatórios tem sido a proliferação de microrganismos de vida livre, as algas. Esse desenvolvimento excessivo é favorecido pelo ambiente lântico aliado à fertilização dos lagos e reservatórios por elementos químicos, como o fósforo e o nitrogênio, resultantes do uso do solo na bacia.

A agricultura com a aplicação crescente de fertilizantes à base de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) e com o empobrecimento progressivo dos solos por

lixiviação e erosão constitui uma fonte ponderável desses elementos para a água em áreas rurais. Em áreas urbanas é grande a quantidade do nutriente introduzida aos corpos d'água pela descarga de esgoto doméstico (BRANCO, 1991).

### 2.2.1 Principais Fatores que Influem na Produtividade de Lagos e Reservatórios

Amplios estudos comparativos entre lagos permitiram aos cientistas identificar os parâmetros fundamentais que influenciam nos processos físicos, químicos e biológicos e que interferem na qualidade da água de lagos e reservatórios, prejudicando os usos previstos para os corpos d'água (USEPA, 2000).

A relação entre os nutrientes e a sua influência nas características de lagos e reservatórios pode ser resumida nas seguintes considerações (USEPA, 2000):

- a) os principais fatores que determinam a produção de biomassa de algas (quantia total de matéria orgânica destas plantas) são os nutrientes: fósforo e nitrogênio;
- b) a geologia e o uso da terra na bacia hidrográfica, determinam a quantia de nutrientes que entra no lago e, conseqüentemente, a biomassa das plantas;
- c) as alterações na biomassa das plantas afetam todo o ecossistema lacustre;
- d) existe um processo natural em lagos, onde a quantia de biomassa de algas e a biologia lacustre aumenta com a idade do lago.

Uma breve descrição destes itens será feita a seguir.

#### 2.2.1.1 Fósforo e nitrogênio como fatores limitantes para a biomassa de algas

A produtividade de um corpo d'água, isto é, a sua capacidade de desenvolvimento de biomassa viva, pode ser medida diretamente ou pode ser avaliada em termos de produção potencial, através da medida dos fatores químicos responsáveis pela proliferação dos seres vivos (BRANCO, 1991; USEPA 2000).

Em geral, a quantidade de biomassa em um corpo d'água é determinada pela medição do elemento químico que se acha presente em quantidade mínima



relativamente a exigência de cada espécie (NOGUEIRA, 1991). A determinação deste fator limitante é importante para reconhecer a causa do desenvolvimento excessivo de certos microrganismos aquáticos. Ao processo de fertilização progressiva causado pela introdução de elementos limitantes dá-se o nome de eutrofização (BRANCO, 1991). O fósforo e o nitrogênio são os principais nutrientes que influenciam na produção de biomassa de algas, mas normalmente somente um destes nutrientes limitará o crescimento da planta (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994; USEPA, 2000).

O nutriente limitante pode variar de acordo com a localização, a época do ano e o uso de terra, por isso é importante considerar as características climáticas, geológicas e de uso do solo da bacia hidrográfica, para determinar a carga máxima admissível do nutriente, que pode chegar ao lago ou reservatório.

O fator limitante na maioria dos lagos e reservatórios é o fósforo (SIMARD et al., 2000; USEPA, 2000), no entanto em algumas regiões o nitrogênio é o nutriente limitante, especialmente em locais com excessivos lançamentos de esgoto que contêm altas proporções de fósforo (cerca de 4N:1P) (WETZEL, 1981). A limitação de nitrogênio também pode ser uma função de fósforo abundante na formação geológica da região ou pode estar relacionada a um ciclo de nitrogênio eficiente em florestas subtropicais (USEPA, 2000).

#### 2.2.1.2 Características da bacia hidrográfica

A geologia e o uso da terra em uma bacia são os principais fatores que determinam a quantidade de nutrientes que entra em um lago e, conseqüentemente a produção de biomassa das algas (EDWARDS et al., 2000; USEPA, 2000). Portanto o planejamento do uso da terra pode servir como forma de prevenir ou reduzir a eutrofização de lagos e reservatórios (USEPA, 2000).

Em uma bacia hidrográfica preservada ocupada por matas e florestas, a qualidade das águas é função principalmente da cobertura vegetal e da composição do

solo. Já em uma bacia com interferência humana, seja de forma concentrada, como no despejo de águas residuárias domésticas ou industriais, ou de forma dispersa, como na aplicação de agroquímicos na vegetação e no solo, a qualidade das águas é função direta da forma como o homem ocupa e usa o solo (BRANCO, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994; MOTA, 1995; VON SPERLING, 1996; USEPA, 2000).

### 2.2.1.3 Cadeia trófica

A maior parte do interesse ambiental referente ao enriquecimento de nutrientes envolve a mudança do estado trófico na água receptora (EDWARDS et al., 2000). De acordo com USEPA, 2000, o aumento das cargas de nutrientes afeta indiretamente outros componentes do ecossistema lacustre, como zooplâncton, peixes e a concentração de oxigênio do hipolímnio (fig. 1).

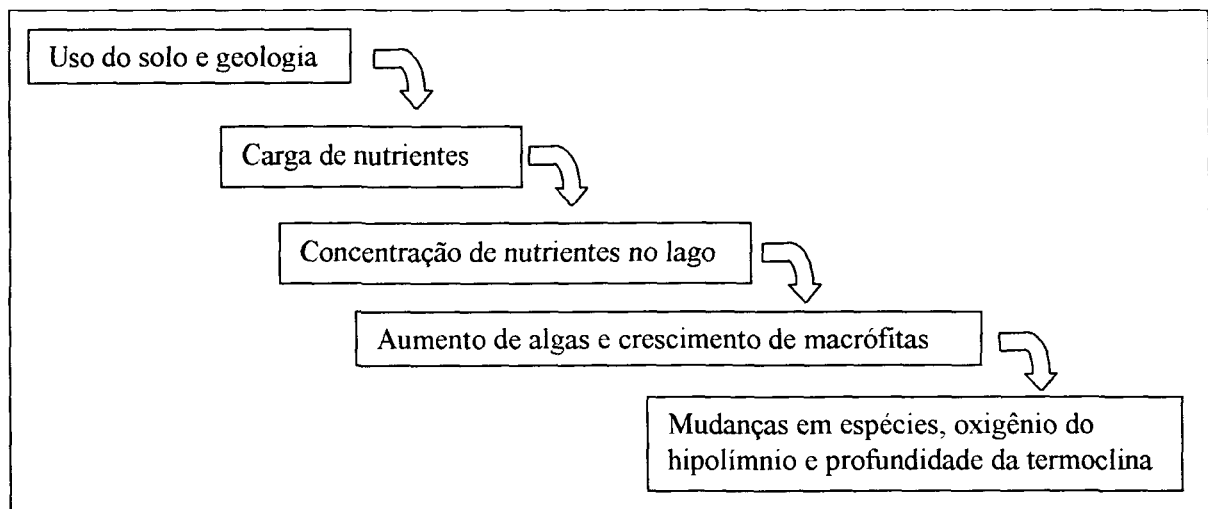


FIGURA 1 – CADEIA TRÓFICA (USEPA, 2000)

A eutrofização é uma cadeia na formação de matéria orgânica e na sua transformação de um nível trófico para o outro. Tudo começa com a fixação de carbono inorgânico e nutrientes pelas algas e macrófitas, seguidas então de sua pastagem pelo zooplâncton herbívoro e daí continua até níveis tróficos mais elevados. Esses processos ocorrem tanto na água como na região bentônica, e são equilibrados entre si. O crescimento desordenado e explosivo de algas ocorrem pelo desequilíbrio entre o fitoplâncton, o zooplâncton herbívoro e as espécies tróficas superiores (PORTO et al., 1991; NOGUEIRA, 1991; USEPA, 2000).

Esta inter-relação no ecossistema lacustre pode causar, além do aumento de algas e macrófitas, o aumento de zooplâncton e da população de peixes, bem como, podem ocorrer mudanças de espécies de plantas e animais e a extinção do oxigênio do hipolímnio (USEPA, 2000).

Esta cascata de mudanças químicas e biológicas determina a escolha do parâmetro de análise de qualidade em reservatórios, que pode ser baseada na sensibilidade da mudança, no custo de medição e análise ou na importância para uso previsto (EDWARDS et al., 2000; USEPA, 2000).

#### 2.2.1.4 Envelhecimento de lagos

A idéia de que os lagos ao envelhecerem sofrem mudanças na produção vegetal é devido à observação de que lagos rasos naturais com ausência de atividade humana pareciam ter mais biomassa de plantas do que os mais profundos. Esta observação permitiu a conclusão de que o aumento de biomassa de plantas seja inevitável quando o lago fica mais velho e raso; processo que foi denominado de “eutrofização natural” (USEPA, 2000).

A eutrofização natural está relacionada às contribuições de cargas naturais de uma bacia preservada com ausência de atividade humana, consequentemente em uma bacia com influências culturais, isto é com interferência humana, espera-se que ocorram taxas aceleradas de eutrofização, a chamada eutrofização cultural.

Geralmente, a eutrofização prematura de muitos lagos está associada à um processo de poluição. A crescente urbanização e o desenvolvimento de atividades agrícolas têm acelerado o processo natural, encurtando a vida útil desses corpos d’água, do ponto de vista de sua qualidade. Esse processo antropogênico gera um excesso de matéria orgânica, superior à capacidade de decomposição do sistema, provocando severas alterações no equilíbrio ecológico lacustre (ESTEVES & BARBOSA, 1986).

A eutrofização natural é um processo que leva milhares de anos, enquanto a eutrofização cultural, freqüentemente encontrada em lagos e reservatórios, se

desenvolve em poucos anos. Alterações de uso e manejo em uma bacia podem levar um lago rapidamente a um novo nível de concentração de nutrientes e de resposta biológica, mas este processo de eutrofização cultural pode ser reversível (USEPA, 2000).

O crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, como o fitoplâncton e as macrófitas, característico do fenômeno de eutrofização em lagos e reservatórios provoca, entre outras, as seguintes conseqüências (BRANCO, 1991; NOGUEIRA, 1991; PORTO et al., 1991; SHARPLEY et al., 2000):

- a) complicações com a água destinada ao abastecimento, causando odor e sabor desagradáveis, provocando o entupimento dos filtros por algas filamentosas, podendo ainda causar problemas à saúde da população, pois algumas variedades de algas produzem substâncias tóxicas;
- b) interferências no uso recreacional de lagos ou reservatórios, como o aparecimento de tapetes de algas, tornando as águas muito turvas;
- c) variações substanciais, ao longo do dia, na concentração de oxigênio dissolvido, podendo resultar em anoxia noturna e morte de peixes;
- d) deposição de algas mortas no fundo do lago gerando uma demanda bentônica de oxigênio que diminui substancialmente a concentração de oxigênio no hipolímnio;
- e) crescimento excessivo de macrófitas aquáticas causando interferências diversas, com prejuízos, por exemplo, à navegação e à aeração.

Quando a concentração de algas planctônicas aumenta significativamente, acontece o fenômeno denominado “bloom de algas”, especialmente nos períodos quentes, em que a água apresenta coloração parda e odor peculiar e que se formam tapetes flutuantes de matéria orgânica.

### 2.2.2 Classificação Trófica de Lagos e Reservatórios

NAUMANN (1929) usou uma relação entre nutrientes e plantas para estabelecer uma classificação de estado trófico, onde classificou lagos com baixa

(oligotrófico) e alta (eutrófico) quantidade de biomassa de planta, chegando a uma relação contínua de estados tróficos (fig. 2).

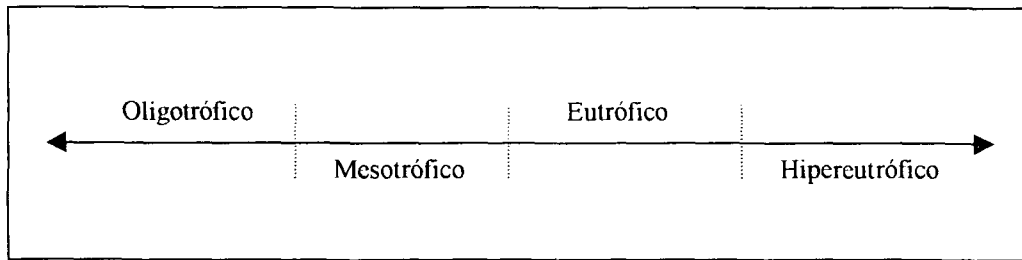


FIGURA 2 - ESTADO TRÓFICO CONTÍNUO (NAUMANN, 1929)

A seguir é feita uma breve descrição dos estados tróficos de lagos e reservatórios: eutróficos, oligotróficos e mesotróficos.

#### 2.2.2.1 Lagos eutróficos

Lagos eutróficos são freqüentemente rasos, com profundidade menor que 10 m e área de drenagem grande em relação à superfície do lago. A evidência visível típica é a presença de florações de algas verdes e azuis na superfície, mas vários outros fatores são característicos como: concentrações variáveis de oxigênio, altas concentrações de nutrientes e de clorofila e diversidade limitada de espécies bentônicas. A profundidade de disco de Secchi é tipicamente menor que 2 m e em casos extremos, de poucos centímetros. Em lagos eutróficos profundos praticamente não há oxigênio dissolvido no hipolímnio (NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

#### 2.2.2.2 Lagos oligotróficos

Os lagos oligotróficos são o oposto de lagos eutróficos. Geralmente são profundos com hipolímnio grande e bem definido e estão em áreas de drenagem relativamente pequenas. São pobres em matéria orgânica e nutrientes, tanto em suspensão como no fundo. A água é clara devido ao pequeno número de fitoplâncton. O nível de saturação de oxigênio do hipolímnio não varia muito ao longo do ano (NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

### 2.2.2.3 Lagos mesotróficos

Lagos mesotróficos apresentam características intermediárias entre lagos oligotróficos e eutróficos. Possuem produtividade média e uma profundidade de disco de Secchi entre 2 a 8 m (NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

A tabela 2 apresenta os níveis de fósforo total segundo USEPA, 2000 para cada estado trófico, baseado em diversas opiniões científicas.

TABELA 2 - LIMITES DE FÓSFORO TOTAL NOS DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS

NÍVEL TRÓFICO	LIMITES DE FÓSFORO TOTAL (mg/L)	MÉDIA DE FÓSFORO TOTAL (mg/L)
Oligotrófico	0,003 - 0,018	0,008
Mesotrófico	0,011 - 0,096	0,025
Eutrófico	0,016 - 0,390	0,084

FONTE: VOLLENWEIDER (1968)

## 2.3 O CICLO DO FÓSFORO NO MEIO AMBIENTE

O nutriente fósforo (P) é essencial para todas as formas de vida terrestre, o elemento é amplamente distribuído sobre a superfície da terra em formas biologicamente disponíveis em ciclo com plantas, animais, solo e água (TAYLOR, 1980; SHARPLEY et al., 2000). Seu fornecimento, na forma de fertilizantes e rações, há muito tempo é reconhecido como necessário para manter produções agropecuárias lucrativas que satisfaçam as exigências globais de alimentos (SHARPLEY et al., 2000; SIMARD et al., 2000).

Porém, o fósforo introduzido em corpos d'água naturais, eleva os níveis de fertilidade e o crescimento de plantas aquáticas, podendo apressar a eutrofização (TAYLOR, 1980; SHARPLEY et al., 2000; SIMARD et al., 2000). O nitrogênio e o carbono também são essenciais ao crescimento da biota aquática, no entanto, esses elementos podem ser fixados da atmosfera por populações da biota aquática dificultando o seu controle. Devido a este fato, maior atenção tem sido focalizada no controle do P como nutriente causador de eutrofização (SHARPLEY et al., 2000).

Assim, o fósforo é considerado como o principal nutriente que regula a produção de algas em lagos (SIMARD et al., 2000). Sua concentração varia regionalmente

e sua presença no escoamento superficial pode ser relacionada diretamente com a erosão e com o uso do solo de uma bacia (USEPA, 2000). Por tudo isso, o controle de entradas de P e de seu transporte subsequente pelo escoamento superficial é essencial para reduzir a eutrofização de corpos d'água (SHARPLEY et al., 2000).

### 2.3.1 O Ciclo do Fósforo no Solo

Quando um solo começa a se desenvolver, o fósforo encontra-se presente somente na forma inorgânica, derivado da rocha mãe. Gradualmente, plantas, microrganismos e animais começam a estabelecer-se e a utilizá-lo como nutriente essencial, convertendo-o em formas orgânicas dentro de suas células. Como mostra a figura 3, quando os organismos morrem e se decompõem, tanto o P orgânico (Po) como o inorgânico (Pi) retornam para o solo, iniciando um ciclo biológico do elemento (TAYLOR & KILMER, 1980).

Todos os compostos de P no solo são derivados do ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) e estão principalmente, na forma de ortofosfato. O fósforo no solo engloba desde a sua participação na rede cristalina de alguns minerais até formas orgânicas estáveis (KEENEY & WILDUNG, 1977; VAN RAIJ, 1991).

#### 2.3.1.1 Formas de fósforo no solo

O fósforo total (Pt) no solo é constituído de uma fração inorgânica (Pi) e outra orgânica (Po) (KEENEY & WILDUNG, 1977; FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987; VAN RAIJ, 1991).

O conteúdo de P total no solo é relativamente baixo e varia de acordo com o material de origem, podendo conter entre 100 e 3.000 mg de P/kg de solo, (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987; FROSSARD et al., 2000). Em solos minerais de áreas temperadas, varia entre 200 a 800 mg/kg (0,02 e 0,08 % de P) com uma média de cerca de 500 mg/kg (0,05%) (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987). Em solos muito arenosos, chegam a valores de 2.000 a 3.000 mg/kg (0,2 a 0,3

% de P) ou mais (VAN RAIJ, 1991). Os solos brasileiros em geral são carentes em P (VAN RAIJ, 1991). Os conteúdos de P em solos de áreas tropicais são muito variáveis devido à heterogeneidade das rochas mães, ao desenvolvimento dos solos e a outras condições edafológicas e ecológicas (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987).

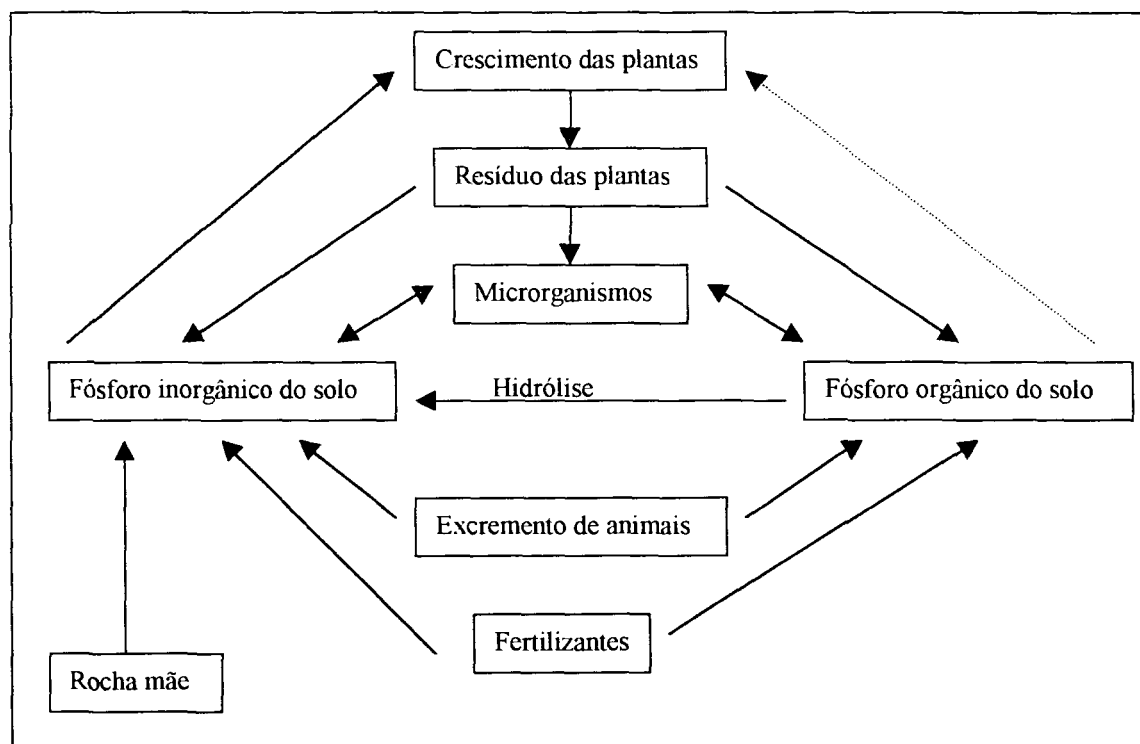


FIGURA 3 - CICLO DO FÓSFORO NO SOLO (ANDERSON, 1980)

De maneira geral o conteúdo de P diminui com a profundidade do solo, devido à diminuição da matéria orgânica e dos fosfatos orgânicos, já que as camadas superficiais são relativamente ricas em fósforo orgânico provenientes de detritos vegetais.

Os compostos de **P orgânico** são principalmente ésteres de ácido ortofosfórico (BARBER, 1984; FIXEN & GROVE, 1990) e são importantes reservatórios para o P do solo. Sua participação no P total geralmente varia entre 25 a 75%, em casos extremos estes limites podem estender-se de 3 a 85% (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987). Esta variação na distribuição percentual de P orgânico em relação ao P total, depende de vários fatores, tais como: material de origem, grau de evolução pedogenética dos solos, conteúdo de carbono e ação dos componentes climáticos (WALKER & SYERS, 1976; KEENEY & WILDUNG, 1977; SHARPLEY



et al., 1987). O P orgânico do solo ocorre em teores proporcionais aos teores da própria matéria orgânica, podendo-se citar a relação C:P de 50:1 como ordem de grandeza (VAN RAIJ, 1991).

As formas **inorgânicas** de fósforo têm sido classificada em 4 fases principais (LARSEN, 1967; GUNARY & SUTTON, 1967; RYDEN et al., 1973; MANSELL et al., 1976; BARBER, 1984; FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987):

- a) compostos de P solúveis em água, na solução do solo;
- b) fósforo fisicamente adsorvido, localizado na superfície das paredes dos colóides;
- c) fósforo imobilizado (ocluso e quimioadsorvido) ou fixado, que ocorre depois de uma adsorção inicial por meio de ligações físicas fracas para ligações químicas fortes;
- d) fósforo precipitado diretamente da solução do solo em formas insolúveis.

A maior porção do P no solo está associada com a fase sólida e as concentrações de P na solução do solo, que é a principal fonte de P para as raízes das plantas, raramente excedem a 1 ppm (KEENEY & WILDUNG, 1977; FROSSARD et al., 2000; FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987).

A baixa concentração na solução do solo é decorrência da baixa solubilidade dos compostos de fósforo e da alta capacidade de adsorção do elemento pelas partículas do solo (VAN RAIJ, 1991).

O P encontra-se na solução do solo como íons ortofosfato, predominando em solos ácidos a forma de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , enquanto, em pH acima de 7,0 predomina o  $\text{HPO}_4^{2-}$  (GUNARY & SUTTON, 1967; MANSELL et al., 1976; VAN RAIJ, 1991; SÁ, 1994). Mais da metade do fosfato iônico na solução pode estar presente como compostos orgânicos solúveis, particularmente em solos contendo apreciáveis quantias de matéria orgânica (BARBER, 1984).

Entre as formas quimicamente não bem definidas, não bem cristalizadas ou amorfas estão os fosfatos adsorvidos ao complexo coloidal ou oclusos nos hidróxidos de Al, Fe e Mn através de seu processo de cristalização e crescimento. Estes fosfatos

também são denominados de fosfatos oclusos ou inertes (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987).

A maior parte do P mineral precipitado ou fosfatos cristalinos do solo está na forma de P combinado com Ca, Al e Fe. As quantidades variam para cada solo, em solos de pH acima de 7 os fosfatos de cálcio devem ser dominantes, enquanto em solos ácidos predominam fosfatos de ferro e alumínio (BARBER, 1984; FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987).

Na produção agropecuária, a dissolução de fertilizantes aplicados ao solo, aumenta a concentração de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  na solução do solo, acelerando os processos de adsorção e precipitação, e deste modo, parte do P aplicado é fixado no solo (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987).

### 2.3.2 O Ciclo do Fósforo em Lagos e Reservatórios

O interesse limnológico do fósforo é devido principalmente ao seu importante papel no metabolismo biológico aquático e em sua relativa escassez na hidrosfera. Em comparação com a abundância natural de outros importantes componentes nutritivos e estruturais da matéria viva como: carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e enxofre; o fósforo é o mais escasso e normalmente atua como limitante da produtividade biológica (WETZEL, 1981).

As formas do fósforo presentes em ambientes aquáticos podem ser divididas de diversas maneiras. No entanto, a maioria dos dados sobre este elemento em águas doces, principalmente os relacionados à eutrofização, referem-se ao fósforo total que compreende todas as frações do nutriente, isto é, o fósforo liberado de qualquer composto solúvel e particulado depois de digestão ácida perclórica da amostra de água não filtrada (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994). O P total é usado na América do Norte como base por fixar critérios e desenvolver modelos de estado trófico (USEPA, 2000).

As concentrações de fósforo total em muitas águas superficiais não contaminadas estão entre 0,010 e 0,050 mg/L. No entanto, existe uma grande variação de acordo com a

estrutura geoquímica da região. Os níveis de fósforo são geralmente mais baixos em regiões montanhosas de geomorfologia cristalina e maiores em águas de terras baixas que derivam de depósitos de rochas sedimentares. Os lagos ricos em matéria orgânica, tendem a mostrar concentrações mais altas de fósforo (WETZEL, 1981).

Em períodos de poucas entradas de fósforo da bacia e de estratificação térmica, o ciclo do fósforo é determinado principalmente pela taxa de reciclagem interna, na qual o nutriente é liberado pela excreção do zooplâncton, peixes e bacterioplâncton e pela decomposição de plantas e animais mortos (WETZEL, 1981; NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

O fósforo adicionado à água do epilimnio é rapidamente incorporado pelas bactérias e algas fitoplanctônicas, principalmente na forma de  $\text{PO}_4^{3-}$  inorgânico ionizado (USEPA, 1997). Durante a quebra e a decomposição das algas, a maior parte do fósforo está na forma orgânica e é degradado pelas bactérias à fósforo inorgânico dissolvido (WETZEL, 1981; USEPA, 1997).

Este fósforo inorgânico, pode ser sedimentado junto com os sólidos suspensos, sendo esse um mecanismo de perda significativa do nutriente da coluna de água e uma fonte de fósforo para o sedimento (HORNE & GOLDMAN, 1994; USEPA, 1997). Os sedimentos consistem em partículas sólidas separadas por líquido que ocupam os *espaços intersticiais* (poros com água) (HORNE & GOLDMAN, 1994).

Muitos lagos rasos, uma vez poluídos, permanecem eutróficos devido à liberação de grandes quantias de fosfato do sedimento, mesmo que as entradas de fósforo tenham cessado. A troca de fósforo entre os sedimentos e a água imediatamente superior a ele (microzona) é um fator importante em estudos de produtividade das águas naturais. Os processos de imobilização do fósforo nos sedimentos e de sua liberação para a água estão relacionados à uma série de fatores físicos, químicos e metabólicos que inter-atuam (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994; USEPA, 1997).

A quantidade de fósforo dos sedimentos pode ser várias ordens de magnitude superior a da água. Amostras de sedimentos que refletem a fertilidade relativa do lago

contêm de 0,06 a 10 mg/L de fosfato intersticial solúvel. Estes níveis são muitas vezes maiores que os das águas das camadas superiores ou de superfície (0,002 a 0,05 mg/L). A quantia de argila no sedimento do lago é outro fator que determina sua capacidade de reter fósforo, na forma particulada. A argila consiste em compostos de silicatos de alumínio e ferro junto com seus óxidos, que adsorvem o fósforo pela interação química específica de  $\text{PO}_4^{3-}$  com  $\text{Al}^{3+}$  nas extremidades de suas placas. O fosfato também é diretamente adsorvido sobre hidróxidos de ferro ou óxidos de alumínio, partículas de calcita e apatita (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994).

Em condições aeróbias, os equilíbrios de trocas de fósforo são principalmente unidirecionais, até o sedimento. Neste caso em que a microzona está oxidada, os íons de fosfato são precipitados e não passam livremente para a água do lago, pois nestas condições a presença de ferro, alumínio, cálcio e de outros coagulantes naturais, ajuda a precipitar parte do fosfato em solução (WETZEL, 1981; PORTO et al., 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

No entanto, em condições anaeróbias, os sedimentos anóxicos liberam fosfato até 1.000 vezes mais rapidamente do que liberam sedimentos oxigenados (WETZEL, 1981; PORTO et al., 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

Quando se adiciona fósforo aos lagos ou várzeas improdutivas a resposta normal consiste em um aumento muito rápido da produtividade algal. No entanto, o aumento da produtividade não é contínuo e diminui com bastante rapidez, em poucas semanas ou meses, até níveis aproximados aos anteriores a adição. As perdas da fração coloidal e do fósforo particulado por sedimentação, resultam em uma diminuição contínua da zona trofogenica. Para que a produtividade se mantenha elevada, deve-se continuar adicionando fósforo ao sistema de forma contínua ou intermitente. Em outras palavras, para manter o aumento de produtividade na maioria de lagos de produtividade biológica baixa ou média, é indispensável que a adição de fósforo ao sistema seja contínua (WETZEL, 1981).

### 2.3.2.1 Efeitos das concentrações de fósforo na produtividade de lagos

Embora não seja necessário grandes quantias de fósforo para o crescimento vegetal como de carbono, oxigênio, hidrogênio ou nitrogênio, o nutriente é considerado como o principal limitante para o desenvolvimento do fitoplâncton (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994).

São quatro razões principais para limitação de fósforo em lagos:

- a) desagregação de rochas na bacia hidrográfica libera pouco fósforo biologicamente disponível para rios e lagos;
- b) a zona da raiz no solo intercepta e retém a maioria dos compostos de P solúveis;
- c) não há nenhuma fase gasosa no ciclo de fósforo e a água da chuva contém pouco fósforo e;
- d) qualquer  $\text{PO}_4^{3-}$  solúvel libertado na água é rapidamente adsorvido nas partículas ou precipitado com outros compostos e não está prontamente disponível para as algas.

Como a matéria viva tipicamente requer uma relação de N:P de 7:1 por peso ou 16:1 por elemento, a limitação por fósforo é provável em muitas águas doces onde os níveis de nitrato são altos ( $> 100 \mu\text{g/L}$ ). Em geral, se a relação é de  $\text{N:P} > 10$  (por peso), considerada-se que o fósforo limita o crescimento do fitoplâncton e se  $\text{N:P} < 10$ , o nitrogênio limita o crescimento (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994; USEPA, 2000). Onde a concentração de  $\text{PO}_4^{3-}$  é muito baixa ou indeterminável, esta aproximação é usada para fósforo total e nitrogênio total. Onde o  $\text{PO}_4^{3-}$  é mais alto e medido mais precisamente, a relação é derivada usando frações inorgânicas solúveis ( $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ) (HORNE & GOLDMAN, 1994).

Em rios da União Européia a concentração crítica do P total de  $0,15 \text{ mg/L}$ , está bem acima da média de concentração esperada para os rios não poluídos que é cerca de  $0,025 \text{ mg/L}$  (EDWARDS et al., 2000). Na Inglaterra e País de Gales, dados de monitoramento de 128 lagos e reservatórios mostraram que 69% tinham concentrações de Pt típica de hiper-eutróficos ( $> 0,10 \text{ mg/L}$ ) (WITHERS et al., 2000).

Segundo CORREL (1998) não está claro qual a concentração de P total é aceitável, pois para maioria de lagos, rios, reservatórios e estuários a concentração de 0,1 mg/L de P total é inaceitavelmente alta e concentrações e 0,020 mg/L são freqüentemente um problema.

VON SPERLING (1996) considerou a quantificação do nível trófico difícil, principalmente, para lagos tropicais como a maioria dos lagos brasileiros; fato comprovado pela grande amplitude das faixas de concentração de fósforo total propostas por diversos autores, sendo difícil a generalização de dados de um corpo d'água para outro. O autor ressaltou ainda que os corpos d'água tropicais apresentam uma maior capacidade de assimilação de fósforo que corpos d'água de climas temperados e propôs valores limites para a concentração de P de acordo com a produtividade de lagos (tab. 3).

TABELA 3 - RELAÇÕES GERAIS ENTRE A PRODUTIVIDADE DOS LAGOS E AS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE FÓSFORO TOTAL NO EPILÍMINIO

NÍVEL DE PRODUTIVIDADE DO LAGO	FÓSFORO TOTAL (mg/L)
Ultra-oligotrófico	< 0,005
Oligotrófico	< 0,010 – 0,020
Meso-eutrófico (moderadamente alta)	0,010 – 0,050
Eutrófico (alta)	0,025 – 0,100
Hipereutrófico(muito alta)	> 0,100

FONTE: VON SPERLING (1996)

NOTA: a superposição dos valores entre duas faixas indica a dificuldade no estabelecimento de faixas rígidas

### 2.3.3 Exportação de Fósforo para os Corpos d'água

O fósforo que está presente na maior parte dos corpos d'água é derivado de origens variadas. Pode ser proveniente de fontes pontuais, como efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto, que representa uma fonte de entrada regular e contínua, e de fontes difusas associadas à eventos de chuvas, de erosão e transporte do elemento na água de drenagem do solo (EDWARDS et al., 2000).

O fósforo que forma parte da drenagem superficial e que chega aos corpos d'água, depende da quantidade do elemento presente nas rochas e nos solos, da

topografia, da cobertura vegetal, da intensidade e duração da vazão causada por chuvas, do uso da terra e da poluição em uma bacia hidrográfica (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994).

#### 2.3.3.1 Exportação de fósforo em usos urbanos e industriais

As águas residuárias domésticas e industriais são importantes fontes de contribuição de P para os corpos d'água superficiais. A concentração depende da densidade da população, do tratamento das água para a eliminação de nutrientes e dos pontos de descargas dos efluentes.

Os detergentes são importantes fontes de contribuição de P para as águas residuárias domésticas (WETZEL, 1981; FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987). Os aportes industriais, em especial os associados ao processamento de alimentos, também são normalmente elevados (WETZEL, 1981).

Como mostra a tabela 4, a urbanização causa um aumento da descarga de fósforo nos corpos d'água superficiais, em proporção praticamente direta à densidade da população (VOLLENWEIDER, 1968).

TABELA 4 - CARGA DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ÁGUAS SUPERFICIAIS POR UNIDADE DE ÁREA DEVIDO AOS EXCREMENTOS HUMANOS E OUTRAS FONTES, CONSIDERANDO UMA MÉDIA DE 12 g/hab.dia DE N E 2,254 g/hab.dia DE P

DENSIDADE DA POPULAÇÃO (hab/km <sup>2</sup> )	NITROGÊNIO (g/m <sup>2</sup> .ano)	FÓSFORO (g/m <sup>2</sup> .ano)
50	0,22	0,04
100	0,44	0,08
200	0,88	0,16
500	2,20	0,40
2500	11,0	2,00

FONTE: VOLLENWEIDER (1968)

RECKHOW & SIMPSON (1980) e WALKER (1985) encontraram uma perda de P de 0,5 a 1,25 kg/ha.ano para usos de terra urbanos. Estes tipo de uso tende freqüentemente a exportar fósforo a taxas equivalentes ou mais altas que os usos de terras agrícolas (USEPA, 2000).

### 2.3.3.2 Exportação de fósforo em usos florestais e agropecuários

Em sistemas de baixa produtividade, como as florestas nativas, a quantia de P que escoar ou é exportada para rios e lagos pode ser insignificante quando vista em termos de efeito na fertilidade do solo, mas pode ser significativa em termos de efeitos em corpos d'água (TAYLOR, 1980). O fósforo exportado de terras arborizadas é tipicamente baixo, na ordem de 0,1 a 0,15 kg/ha.ano (USEPA, 2000). A variação nas concentrações entre locais são devido à diferenças de topografia e vegetação. Segundo TAYLOR (1980) perda global anual de fósforo pode chegar a cerca de 0,25 kg/ha dependendo da precipitação, sendo que entre 70 e 90 % da perda global de P está na forma orgânica.

A implementação de produção agrícola intensiva tem aumentado significativamente a perda de P dos solos, através do aumento do escoamento superficial, erosão e lixiviação e devido à aplicação de fertilizantes orgânicos e/ou inorgânicos de P acima das necessidades das plantas e/ou por aplicações inapropriadas (FROSSARD et al., 2000).

O fósforo é removido do solo principalmente pela erosão, que é a remoção de sólidos, muito dos quais são argila. Cálculos sugerem que o P total carregado nos sedimentos sob a forma particulada ( $> 0,45 \mu\text{m}$ ) é muito maior do que na solução, forma dissolvida ( $< 0,45 \mu\text{m}$ ) (TAYLOR, 1980; HAYGARTH & SHARPLEY, 2000; SIMARD et al., 2000). O P particulado ou aderido no sedimento inclui o P associado à partículas de solo e de matéria orgânica erodida de alto peso molecular, corroída durante eventos de vazão e constitui a proporção principal de P transportada da maioria de terras cultivadas (60-90%) (PIETILAINEN & REKOLAINEN, 1991; SHARPLEY et al., 2000; SIMARD et al., 2000).

A concentração e a forma de P na água de drenagem são influenciadas pela textura do solo; intensidade e frequência de cultivo e pelo sistema de cultivo e a variabilidade sazonal (SIMARD et al., 2000). O escoamento superficial de pastagens, de florestas ou solos não erodidos carregam pouco sedimento e são, geralmente, dominados por P dissolvido, embora o transporte de P preso ao material coloidal



também pode ser importante, especialmente em solo compactado (HAYGARTH & JARVIS, 1997; SHARPLEY et al., 2000; SIMARD et al., 2000).

A quantidade de P transportada pela fase sólida depende do conteúdo de P do sedimento, da concentração do material sólido e da vazão da água, fatores que são dependentes das condições hidrológicas. A carga de P na fase sólida tende a ser mais uniforme e mais intensa nas tempestades (TAYLOR, 1980).

Vários estudos tem mostrado que a perda de P dissolvido em escoamento superficial é dependente do conteúdo de P no solo de superfície, mas que a relação varia com tipo de solo, lavoura e o manejo da cultura (SHARPLEY et al., 1996).

Este fato foi demonstrado por POTE et al. (1996) e SHARPLEY & TUNNEY (2000) que verificaram que campos adjacentes com níveis de análise de P do solo semelhante mas, diferindo em susceptibilidade ao escoamento superficial e erosão, devido à topografia e ao manejo não deveriam ter recomendações de manejo de P semelhantes. Estes estudos mostraram por exemplo, que a perda de P em escoamento superficial de campos diferentes, com valores de análise de P semelhantes (aproximadamente 300 mg de P/kg Mehlich-3 na superfície de 5 cm) pode variar grandemente (0,05 a 0,35 kg/ha).

PIONKE et al. (1997) também mostrou que em muitas bacias agrícolas, a maioria das exportações anuais de P vem de uma pequena área da paisagem somente em alguns eventos de chuva. Por exemplo, mais de 75% da descarga anual de água de bacias em Ohio (EDWARDS & OWENS, 1991) e Oklahoma (SMITH et al., 1991) ocorreram durante um ou dois eventos de chuva severos. Estes eventos contribuíram acima de 90% da exportação anual total de P (0,2 e 5,0 kg/ha.ano).

Em áreas agrícolas, o fósforo transportado até os corpos d'água pode ser proveniente de diversas áreas fontes e por um número de diferentes caminhos. Isso porque, a perda de P depende das variações no clima, topografia e tipos de solo, fatores influenciam que nas condições hidrológicas locais, e também da ampla variedade de usos do solo, aplicações de fertilizantes químicos e orgânicos e adoção de técnicas de manejo em diferentes propriedades (WITHERS et al., 2000).

A topografia da bacia determina a intensidade de erosão e consequentemente o transporte de fósforo. Terras planas com pouca circulação de água e com taxas relativamente elevadas de infiltração contribuem menos com a carga do nutriente que terras similares, mas com pendentes mais acentuadas. Além disso, a erosão é muito influenciada pelo tipo de solo, de vegetação e manejo da terra. O fluxo de fósforo em direção aos rios é altamente correlacionado com a declividade média da bacia fluvial. Se os canais de vertente forem relativamente longos à área de drenagem, podem ser esperados maiores cargas de fósforo (HORNE & GOLDMAN, 1994).

Em terras cultivadas a exportação de fósforo freqüentemente é alta e variável, podendo variar de 0,2 a 2,3 kg/ha.ano dependendo do tipo e manejo da cultura e do tamanho da bacia (USEPA, 2000).

VOLLENWEIDER (1968) classificou áreas naturais e agrícolas quanto às quantidades de nitrogênio e fósforo que as águas de escoamento transportavam (tab. 5). O uso de fertilizante e o manejo da terra, tanto no aproveitamento agrícola como florestal, provocam um aumento considerável em tais valores.

TABELA 5 - RELAÇÃO ENTRE A PRODUTIVIDADE GERAL DE SOLOS DE ÁREAS NATURAIS E AGRÍCOLAS E A EXPORTAÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO

PRODUTIVIDADE GERAL DO SOLO	EXPORTAÇÃO (g/m <sup>2</sup> .ano)		
	Nitrogênio Inorgânico	Fósforo	
		PO <sub>4</sub> -P	Total
Baixo	< 0,5	< 0,01	<0,02
Médio	0,5 – 2,5	0.01 – 0,025	0,02 – 0,05
Alto	> 2,5	> 0,025	> 0,05

FONTE: VOLLENWEIDER (1968)

O propósito da aplicação de fertilizantes é aumentar a quantia biologicamente disponível de P no solo, com isso as quantias que podem ser perdidas no sedimento ou dissolvidas na água de escoamento superficial também são aumentadas. A tabela 6 apresenta um exemplo obtido por ROMKENS e NELSON (1974), cujos resultados mostraram um aumento no P solúvel e disponível em proporção direta ao fertilizante adicionado.

A contribuição de esterco animal pode ser em algumas circunstâncias uma fração significativa do P circulante em sistemas agrícolas. A excreção anual de P

oscila entre cerca de 45g/kg de peso corporal para suínos, 17 a 205 g/kg para vacas, cavalos e ovelhas (MILLAR & TURK, 1955). O impacto do esterco animal no fluxo de P depende altamente do manejo (OLSEN & BARBER, 1977).

TABELA 6 - AUMENTO NA CONCENTRAÇÃO DE P NA ÁGUA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E NO SEDIMENTO POR FERTILIZAÇÃO\*

FERTILIZANTE APLICADO (kg de P/ha)	FÓSFORO DISSOLVIDO (ppm)	CONTEÚDO DE P NO SEDIMENTO ( ppm)		
		Disponível	Orgânico	Total
0	0,07	14,6	152	558
56	0,24	35,4	99	446
113	0,44	57,6	106	461

FONTE: ROMKENS & NELSON (1974)

NOTA: Medidas - P disponível por extração Bray n.1;

P total por digestão perclórica;

P orgânico por incineração

Em países ou regiões com produção animal intensiva (alto número de animais por ha) é alta a quantia de esterco e consequentemente de P espalhado por hectare, quantia esta que geralmente excede o P captado pelas culturas (POULSEN, 2000; SCHOUmans & GROENENDIJK, 2000; VALK et al., 2000).

O fósforo em fertilizantes e rações são os principais contribuidores para a entradas de P e as principais saídas são a captação pelas culturas e pelo consumo animal. Na Holanda, rações para o gado leiteiro normalmente contém 20% mais P que é requerido, devido ao conteúdo relativamente alto de P em silagens (VALK et al., 2000). No Reino Unido, estima-se que 55% do P de fertilizante é removido pelas culturas e que 18% do consumo de P da dieta é exportado para produtos animais consumíveis. Consequentemente, grandes quantias de nutrientes serão excretadas nas fezes, que é normalmente usada como fonte de fertilizante orgânico, provocando um aumento potencial de perdas de nutrientes para o ambiente causando problemas de eutrofização (SCHOUmans & GROENENDIJK, 2000; VALK et al., 2000).

O papel da agropecuária no processo de eutrofização raramente esteve claramente definido, em grande parte porque as fontes antropogênicas são freqüentemente as maiores e mais facilmente controladas fontes de cargas de P. Além disso, as perdas de P em escoamento superficial de água no solo são difíceis de quantificar devido à sua natureza difusa.

Estas perdas de P originam de várias áreas de fonte dentro da paisagem e sua quantia, forma e tempo são muito variáveis devido ao curto prazo e as freqüentes mudanças imprevisíveis nas condições hidrológicas e nas práticas de cultivo, inclusive as rotações de cultura, a aplicação de fertilizantes e esterco ou o movimento de animais de um campo para outro. Porém, atualmente maior interesse é dado à agricultura, pois o P de fontes agrícolas pode representar uma entrada significativa para corpos d'água (SHARPLEY et al., 2000).

Em um estudo de MCDOWELL & MCGREGOR (1984) a perda de P total em uma lavoura de milho no Mississippi com adição de 30 kg de P ha/ano por meio de fertilizante em plantio direto e convencional foi de 1,8 e 17,7 kg/ha.ano respectivamente.

Perdas de P medidas em delineamentos à campo e em escala de bacia mostraram que concentrações limnologicamente significantes de P ( $> 0,1$  mg/L) podem freqüentemente acontecer na água de drenagem, particularmente durante eventos de alta vazão e/ou seguindo a aplicação de fertilizantes ou esterco. Em lagos dinamarqueses e da Irlanda do Norte, a redução de entradas de P de fontes pontuais urbanas tem causado uma redução nas concentrações de P mas não uma melhoria apreciável na qualidade da água, pois as entradas de P de outras fontes, principalmente agrícola, permaneceram suficientes para manter as condições eutróficas (SHARPLEY et al., 2000).

Hoje o dilema é causado pela constatação de que solos considerados como ótimos em conteúdo de P (ou talvez só ligeiramente super fertilizado) de uma perspectiva de rendimento de cultura, podem contribuir ambientalmente para quantidades significantes de P solúvel e de sedimento no escoamento superficial da água e na erosão (SHARPLEY et al., 1998; SHARPLEY et al., 2000).

O interesse ambiental forçou as agências ambientais de muitos estados dos Estados Unidos a considerar as recomendações para aplicação de P e a administração de bacia baseadas no potencial de transferência em escoamento superficial agrícola. Neste processo uma das dificuldades é a identificação de um limite de níveis de P para estimar quando o nutriente no solo fica alto o bastante para resultar em

enriquecimento inaceitável no escoamento superficial agrícola (SHARPLEY & TUNNEY, 2000).

Outra dificuldade é a interpretação dos resultados de análises de solo que sempre foram estabelecidas para a resposta esperada de uma cultura. Porém, não pode ser assumido que há uma relação direta entre a calibração da análise de solo na resposta da cultura para o P e o potencial de enriquecimento de escoamento superficial (BEEGLE et al., 2000; HIGGS et al., 2000; SHARPLEY et al., 2000).

#### 2.3.4 Ações para Controlar a Exportação de Fósforo

Em bacias hidrográficas rurais a remoção do fósforo proveniente de sua principal fonte de P, a erosão de lavouras fortemente fertilizadas e de piquetes de alimentação animal, é dependente da energia fornecida pelo movimento da água de superfície. Assim, a adoção de práticas de manejo que reduzem o escoamento superficial e a erosão são os métodos economicamente mais viáveis de redução da carga de fósforo. Outros métodos, que envolvem processo químico para remoção de P de grandes corpos d'água possuem custo extremamente elevado em relação aos benefícios potenciais (TAYLOR, 1980).

Atualmente, é mais barato tratar a causa da eutrofização em lugar de seus efeitos. Desde 1990, que a cidade de Nova Iorque decidiu que seria mais barato identificar e objetivar a remediação de fontes de P em suas bacias de abastecimento de água do que construir uma nova estação de tratamento de água. Desde então, diversas propriedades agrícolas da cidade adotaram planos e implementaram as melhores práticas de manejo - BMPs (Best Management Practices) para reduzir as fontes difusas de P (seção 2.5.1.4).

Similarmente, há consciência crescente dentro da Europa que, como exigido pela Diretiva de Águas Residuárias Urbanas do Conselho das Comunidades Européias, a instalação de estações de tratamento de esgoto caras, que tiram o P de bacias sensíveis, não promove a melhoria desejada na qualidade de água, sem que seja

feito a avaliação e o controle de fontes difusas provenientes da agricultura (SHARPLEY et al., 2000).

Os recursos minerais de P são finitos e por isto há uma necessidade em desenvolver sistemas agrícolas que satisfaçam as exigências mínimas de P para produção agrícola e pecuária, ou seja, o uso de P com eficiência máxima e efeitos adversos mínimos em águas superficiais. FROSSARD et al. (2000) mostraram que é necessário uma compreensão detalhada dos processos governantes do ciclo e da disponibilidade de P no solo para o desenvolvimento de estratégias efetivas que otimizem o uso eficiente de P residual do solo e do P introduzido por fertilizante ou esterco. A compreensão destes processos também ajuda no desenvolvimento de medidas remediárias que reduzam a disponibilidade de P no solo e sua transferência para águas de drenagem (SHARPLEY et al., 2000).

A perda de fósforo pelo escoamento superficial e erosão pode ser reduzida pela conservação do solo e manejo de resíduo de cultura, faixas de retenção, zonas ripárias, terraços, cultivos de contorno, cultivos de cobertura, wetlands e represas construídas (base de sedimentação) (CHAMBERS et al., 2000; UUSI-KAMPPA et al., 2000). Porém, isto é considerado somente em situações onde os caminhos de P de subsuperfície não são importantes (SIMARD et al., 2000).

Na América do Norte e Europa, as preocupações de qualidade da água conduziram ao desenvolvimento de novas diretrizes e legislação dirigida à gestão sustentável de P, particularmente em áreas onde operações de alimentação animal são concentradas. Estas estratégias incluem uma variedade de abordagens voluntárias e reguladoras.

Nos EUA planos de manejo de nutrientes deverão ser desenvolvidos e implementados dentro dos próximos 1 a 5 anos. Estes planos incluem armazenamento de esterco, aplicação de esterco no solo, faixa de preservação, manejo de alimentação, integração com outras medidas de conservação e outras opções para utilização de esterco (SHARPLEY et al., 2000).

Para minimizar as perdas de P em escoamento superficial e drenagem, é necessário o desenvolvimento de sistemas de cultivo que usem o fósforo do solo eficientemente, que deverão considerar o seguinte (FROSSARD et al., 2000):

- o equilíbrio global de P no sistema solo-planta-animal deve ser precisamente quantificado;
- a liberação de P no solo a longo prazo deve ser compreendida e monitorada;
- os processos bióticos de solo (micro e macrofauna, incluindo endomicorriza) devem ser otimizados para manter o P, na biomassa viva ou na forma facilmente degradável da matéria orgânica no solo (matéria orgânica particulada);
- produção e seleção de plantas para obter espécies que são mais eficientes na extração de P do solo, até mesmo em solos com baixos níveis de P;
- sistemas de rotação de cultura que incluam culturas eficientes em P devem ser empregados sempre que possível;
- medidas apropriadas para proteger e manter os recursos de solo e água devem ser incluídas (uso de zonas ripárias ou de retenção entre a terra cultivada e os corpos d'água).

O sucesso do desenvolvimento e implementação de estratégias para minimizar as perdas de P para corpos d'água requer o conhecimento do impacto potencial de P agrícola na biota aquática, um entendimento do risco de perda em diferentes práticas de manejo e sistemas agrícolas e uma avaliação ampla da variação temporal e espacial na perda que acontece como resultado das variadas condições de hidrologia dentro de diferentes paisagens (SHARPLEY et al., 2000).

### 3 O PROCESSO TMDL

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - EPA (United States Environmental Protection Agency) define TMDL (total maximum daily load) - carga total máxima diária - como o processo que determina a quantia máxima de carga de um poluente que um corpo d'água pode receber sem violar os padrões de qualidade da água e que aloca cargas deste poluente entre fontes de poluição pontuais e difusas.

O principal objetivo de um TMDL é alocar cargas permissíveis entre diferentes fontes de um poluente, de modo que possam ser feitas as ações de controle para alcançar os padrões de qualidade da água (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

A carga total de um poluente num corpo d'água é derivada de fontes pontuais, difusas e do background natural<sup>1</sup>; portanto o TMDL é a soma de:

- a) WLA (wasteload allocation) - alocações de águas residuárias individuais, para fontes pontuais, como os efluentes domésticos e industriais;
- b) LA (load allocation) - alocações de carga, para fontes difusas, incluindo condições de background natural e
- c) MOS - margem de segurança, que leva em conta a incerteza científica que pode ser causada por dados de qualidade insuficientes ou pela falta de conhecimento sobre o corpo d'água receptor e os efeitos da poluição.

A margem de segurança, normalmente, é incorporada nos cálculos ou nos modelos matemáticos usados para desenvolver o TMDL.

No entanto, se for preciso uma margem de segurança maior, como no caso de uma capacidade de reserva futura, a margem de segurança pode ser adicionada como um componente separado no TMDL (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

Neste caso, quantitativamente:  $TMDL = WLA + LA + MOS$  equação (1)

Os TMDLs podem ser expressos em termos de massa por tempo, toxicidade ou outra medida relacionada ao padrão de qualidade da água. Seu desenvolvimento é

---

<sup>1</sup> background natural: cargas de substâncias existentes na água devido às condições preexistentes do corpo d'água e proveniente de tributários (USEPA, 1991).



feito com base na área geográfica de um corpo d'água, que pode ser segmentos de rios, lagos ou bacias hidrográficas.

A EPA recomenda que os TMDLs sejam desenvolvidos por bacia hidrográfica, devido principalmente aos fenômenos causados por fontes difusas, descargas múltiplas e poluentes múltiplos, que possuem efeitos potencialmente sinérgicos e aditivos (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

O nível de esforço exigido para desenvolver um TMDL é altamente dependente da complexidade e magnitude dos problemas do corpo d'água receptor.

Em geral, é preciso avaliar as condições específicas do local, em termos das características do corpo d'água receptor, do tipo e composição das cargas, da variabilidade e características das fontes de poluição e sua resposta à eventos hidrológicos locais.

O TMDL é utilizado para considerar o efeito de todas as atividades ou processos que causam ou contribuem para a degradação da qualidade de um corpo d'água. Essas atividades podem estar relacionadas às mudanças térmicas, mudanças de vazão, sedimentação, eutrofização e outros impactos no ambiente aquático.

São requeridos TMDLs para todos os locais onde os controles baseados em tecnologia, como o estabelecimento de limites para a descarga de efluentes, não são suficientes para alcançar os padrões de qualidade de água. Devido a este fato, os TMDLs são desenvolvidos para estabelecer controles mais restritivos, baseados na qualidade da água (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

Os controles baseados em tecnologia compreendem as melhores práticas de controle tecnológico atualmente disponível (BPT - Best Practicable Control Technology). Enquanto os controles baseados na qualidade da água enfatizam a qualidade total de um corpo d'água e utilizam um mecanismo que relaciona a quantidade de poluição que entra no corpo d'água às condições intrínsecas deste corpo d'água e aos padrões fixados para o proteger.

Nos Estados Unidos, os padrões de qualidade da água são fixados por estados e territórios. Eles definem os objetivos de qualidade da água de um corpo d'água, ou

parte deste, os usos previstos ou usos a serem feitos da água, ajustando os critérios físicos, químicos e biológicos necessários para proteger estes usos e impedindo a degradação do corpo d'água, através das medidas de antidegradação (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

De acordo com YOUNG e KARKOSKI (2000) acima de 40% dos corpos d'água americanos não se encontram dentro das normas de qualidade da água fixadas pelos estados e territórios. Isto chega a mais de vinte mil segmentos individuais de rios, lagos e estuários. Estas águas degradadas incluem aproximadamente 483 mil quilômetros de rios e contornos da costa e cerca de 2 milhões de hectares de lagos, poluídos principalmente por sedimentos, excesso de nutrientes e microrganismos patogênicos.

Por este motivo, foram requeridos judicialmente por grupos ambientalistas aproximadamente 40.000 novos TMDLs, dos quais cerca de 45% incluem fontes difusas. Neste processo, é marcante o desequilíbrio entre fontes difusas, como a agricultura, que ainda não tem sido forçada a reduzir as cargas de poluição, e fontes pontuais, como indústrias e estações municipais de tratamento de esgoto, que têm feito significativos investimentos na redução de poluição como uma exigência da legislação americana. Este fato tem gerado muita preocupação, pois o escoamento superficial agrícola é atualmente a fonte primária de toda a poluição de corpos d'água que não satisfazem normas de qualidade da água americanas, afetando 70% destas águas degradadas (USEPA, 1992).

Historicamente, o programa dos Estados Unidos de controle de poluição baseado na qualidade da água visou reduzir a carga de contaminantes químicos nos corpos d'água, como nutrientes, demanda bioquímica de oxigênio e metais. Entretanto, apesar destas cargas continuarem a constituir a principal parcela de esforços para o controle de poluição, está tornando-se cada vez mais aparente que padrões de qualidade da água em algumas situações somente podem ser alcançados se os fatores não químicos, tais como a hidrologia, a morfologia do canal e o habitat, também forem considerados.

Neste contexto, o processo de TMDL consideraria estes fatores de uma maneira similar às cargas químicas, de modo a quantificar os parâmetros não-químicos que estão impedindo a realização dos padrões de qualidade da água e estabelecer as medidas de controle necessárias (USEPA, 1991).

Os TMDLs incluem uma descrição das ações de controle, um programa de implementação e um plano de monitoramento (USEPA, 1991).

### 3.1 ETAPAS DO PROCESSO TMDL

O processo TMDL, conforme mostra a figura 4, consiste de 5 etapas que serão descritas a seguir (USEPA, 1991).

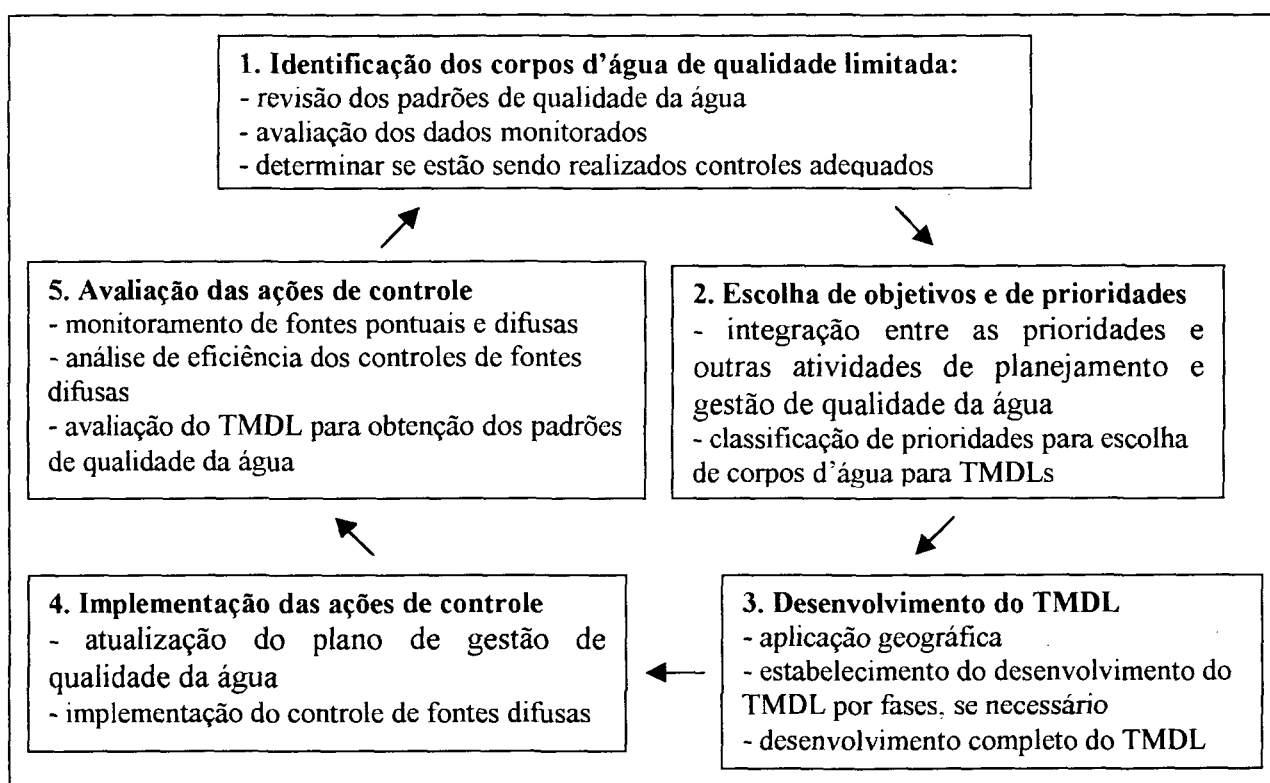


FIGURA 4 – ETAPAS DO PROCESSO TMDL (USEPA, 1991)

#### 3.1.1 Identificação e Listagem dos Corpos d'água que Requerem TMDL

A legislação americana através do Clean Water Act, exige que estados e territórios submetam, para aprovação pela EPA, suas listas de corpos d'água degradados que não satisfazem as normas de qualidade da água, mesmo depois de

instalados os níveis mínimos de tecnologia de controle de poluição para fontes pontuais. Também são incluídas nestas listas, as águas que se encontram dentro dos padrões de qualidade, mas estão ameaçadas por poluentes ou aquelas com declínio de qualidade ou perda de habitat.

Cada estado pode ter métodos diferentes para identificar e compilar as informações das condições de seus corpos d'água. Normalmente, são utilizadas informações existentes e novos dados, coletados através de programas de monitoramento, para avaliar os padrões de qualidade da água e detectar tendências.

A cada dois anos, os estados devem incluir em suas listas, a informação de quais corpos d'água foram adicionados ou suprimidos e quais corpos d'água foram avaliados desde o último período de relatório.

Nestas listas são identificados os poluentes que estão causando a degradação a cada corpo d'água, assim como, as causas e as fontes de degradação (quadro 3).

**QUADRO 3 - CAUSAS E FONTES DE DEGRADAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA**

CAUSAS
As causas são os poluentes ou as circunstâncias que <u>estão causando</u> ou espera-se <u>causar</u> violação de padrões de qualidade da água. Uma ou mais das seguintes categorias devem ser usadas para identificar as causas da deterioração: toxicidade desconhecida, enriquecimento orgânico/OD, óleos e graxas, salinidade/cloretos, alterações de vazão, alterações de habitat, patógenos, gosto e odor, nutrientes, sólidos em suspensão, plantas aquáticas nocivas, pH, pesticidas, modificações térmicas, orgânicos de prioridade, orgânicos de não prioridade, metais, amônia, cloro, radiação, causas desconhecidas.
FONTES
As fontes, são as fontes de poluição pontuais e difusas que são listadas como causas identificadas acima. Uma ou mais destas categorias podem ser usadas para identificar a deterioração: fontes pontuais municipais, deposição de terra, extração de recursos naturais, fontes pontuais industriais, escoamento superficial urbano, modificação do habitat, silvicultura, agricultura, construção, fonte desconhecida. Outras Categorias deposição atmosférica, atividade de recreação, derramamento, manutenção de estradas/ escoamento superficial, contaminantes locais, locais de armazenamento de sal

FONTE: USEPA (1991)

### 3.1.2 Escolha de Objetivos e Classificação por Prioridade

Após listados, os corpos d'água são classificados, por prioridade de quais necessitam TMDL, conforme a severidade de poluição e os usos a serem feitos da água. A figura 5 apresenta o processo para efetuar a listagem de corpos d'água de qualidade limitada.

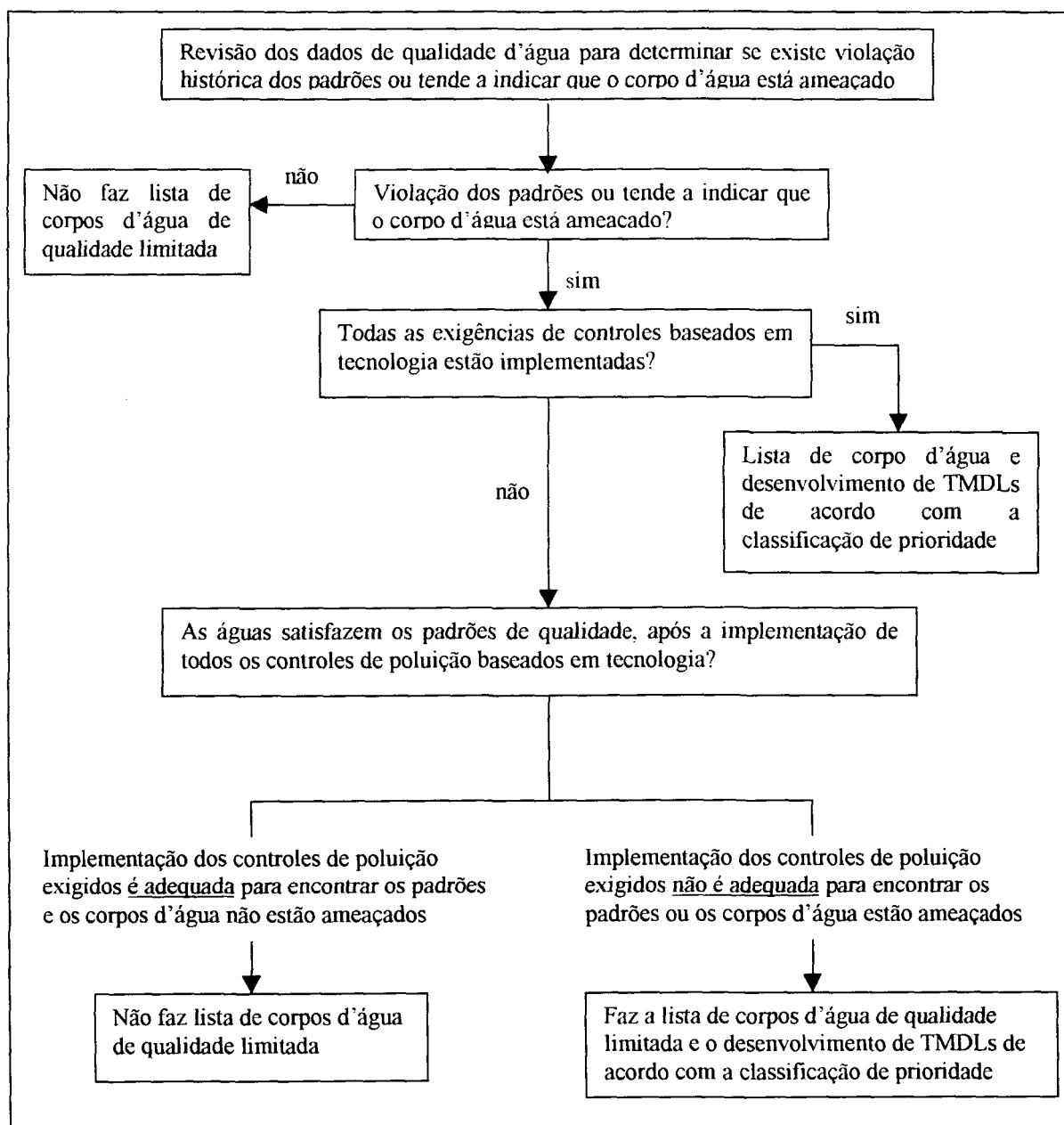


FIGURA 5 - PROCESSO DE IDENTIFICAÇÃO E PRIORIZAÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA DE QUALIDADE LIMITADA (USEPA, 1991)

A priorização deve refletir uma avaliação do valor relativo e dos benefícios do corpo d'água dentro do estado, levando em conta fatores como: o risco à saúde humana e à vida aquática, o grau de interesse público e de proteção, a vulnerabilidade ou fragilidade de um corpo d'água como habitat aquático, entre outros.

### 3.1.3 Desenvolvimento do TMDL

Após a identificação, listagem e classificação por prioridade dos corpos d'água de qualidade limitada, passa-se ao desenvolvimento do TMDL.

O quadro 4 apresenta as cinco atividades normalmente utilizadas para desenvolver um TMDL.

QUADRO 4 - ATIVIDADES PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM TMDL

ATIVIDADES PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM TMDL	
-	Seleção do poluente a considerar.
-	Estimativa da capacidade assimilativa do corpo d'água.
-	Estimativa de carga proveniente de todas as fontes de poluição do corpo d'água.
-	Análise preditiva (prognóstico) de poluição no corpo d'água e determinação da carga de poluição total permissível.
-	Distribuição (com uma margem de segurança) da poluição permissível entre as diferentes fontes de poluição, de modo que os padrões de qualidade da água sejam alcançados.

FONTE: USEPA (1991)

O TMDL quantifica as fontes de poluentes e fixa cargas permissíveis para as contribuições de fontes pontuais e difusas, de modo que os padrões de qualidade da água sejam alcançados para o corpo d'água,.

No processo TMDL estima-se também a capacidade assimilativa de porções do corpo d'água para várias fontes de poluição, incluindo fontes do background natural e uma margem de segurança.

O desenvolvimento de TMDLs é realizado ajustando as prioridades, considerando a área geográfica impactada pelo problema de poluição, e em alguns casos, usando um desenvolvimento por etapas para estabelecer as medidas de controle. Normalmente o TMDL é desenvolvido em etapas quando há uma deterioração do corpo d'água devido à fontes difusas ou quando há falta de dados ou de modelagem adequada. O objetivo é coletar informações adicionais e estabelecer a redução imediata de cargas, sem atrasar a execução dos controles baseados na qualidade da água.

Conforme mostra a figura 6, no lado direito, o desenvolvimento do TMDL por etapas inclui a exigência de monitoramento e de uma programação de reavaliação das alocações para assegurar a realização dos padrões de qualidade da água.

No desenvolvimento de um TMDL as condições de projeto normalmente, são aquelas condições críticas que devem ser especificadas a fim de determinar a realização de padrões de qualidade da água.

Em situações onde as cargas de fontes difusas em condições de vazão de alta pluviosidade são mais significativas do que as cargas de fontes pontuais, o uso de

condições de projeto de baixa vazão é impróprio. As condições de vazão de alta pluviosidade são mais apropriadas para a análise de cargas de fontes difusas e de cargas intermitentes de fontes pontuais, tais efluentes de águas pluviais. Em geral, para fontes pontuais, as descargas contínuas apresentam maior impacto sob condições de baixa vazão em tempo seco.

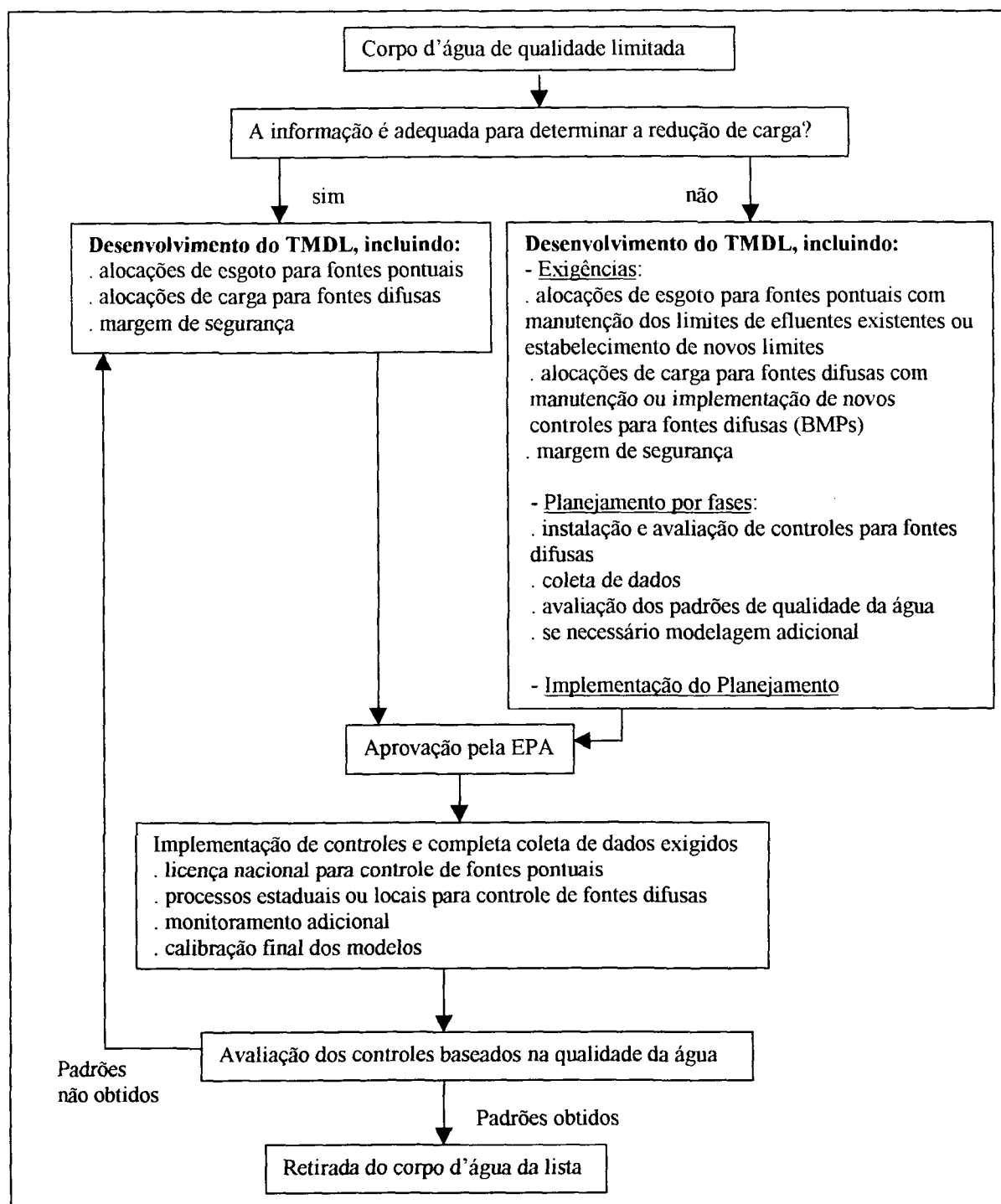


FIGURA 6 - ETAPAS PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM TMDL (USEPA, 1991)

Outro fator a considerar no desenvolvimento do TMDL, que é importante na caracterização da capacidade assimilativa do corpo d'água é a identificação e determinação da magnitude das fontes de poluição incontrolláveis. Devem ser considerados como parte das cargas que não podem ser controladas, mecanismos naturais, como o processo de desgaste e dissolução de solos e rochas, assim como, a deposição atmosférica que é em parte resultado das atividades industriais em escala nacional e regional.

#### 3.1.4 Implementação do TMDL, por Ações de Controle

Depois da determinação da necessidade de redução da carga do poluente, através do desenvolvimento do TMDL, devem ser implementadas ações de controle apropriadas para todas as fontes de poluição.

Os controles de fontes pontuais e difusas devem ser executados para encontrar, respectivamente, as alocações de esgoto (WLA) e as alocações de cargas (LA) estabelecidas pelo TMDL. Vários esquemas de alocações de poluente, isto é, determinação da poluição permissível entre diferentes fontes de poluente de um mesmo corpo d'água, podem ser empregados para otimizar a alternativa estratégica de gestão para fontes pontuais e difusas. Neste processo, deve haver garantias de que as reduções das alocações de cargas de fontes difusas são realmente possíveis, quando não existirem tais garantias, a redução total da carga deve ser atribuída às fontes pontuais.

A alocação de carga de esgoto (WLA) determina o nível de qualidade do efluente necessário para proteger a qualidade da água, nesta determinação é importante considerar a variabilidade na qualidade do efluente. No caso de alocações para nutrientes ou para poluentes bioacumulativos estas poderiam ser expressas como a qualidade média requerida do efluente, porque a carga total destes poluentes é de interesse. Já no caso de uma alocação para poluentes tóxicos a concentração destes poluentes é de mais interesse do que as cargas totais.



No caso do controle de fontes difusas uma ferramenta útil para redução de cargas de poluentes é a implantação das Melhores Práticas de Manejo - BMPs (Best Management Practices).

As BMP's são métodos e práticas desenvolvidas com a finalidade de prevenir e/ou reduzir a poluição por fontes difusas. Podem incluir controles estruturais e não estruturais, processos operacionais e de manutenção. A maior parte dessas medidas prevê também a redução do volume total escoado, metodologia semelhante a adotada no controle de erosão (DALCANALE & PORTO, 1999; 2001). O quadro 5 e a figura 7 apresentam alguns exemplos destes controles aplicados para a agricultura.

QUADRO 5 - EXEMPLOS DE MELHORES PRÁTICAS DE MANEJO (BMP'S) NA AGRICULTURA

EXEMPLOS DE MELHORES PRÁTICAS DE MANEJO NA AGRICULTURA (BMP'S)	
manejo de dejetos animais	cultivo consorciado
sistemas conservacionistas	restrição de animais
plantio em nível	manejo de pastagem nativa e cultivada
culturas em faixas em nível	rotação com pousio
plantas de cobertura	terraços
rotação de cultura	manejo de zona riparia (mata ciliar)
manejo de fertilizante	faixas vegetadas de retenção
manejo integrado de pragas e doenças	canal vegetado
plantio direto	cobertura morta

FONTE: USEPA (1991)

Para o caso do poluente fósforo, parâmetro analisado no presente estudo, desde 1970, várias pesquisas investigaram, a longo prazo (7 a 10 ano), a efetividade de BMPs para reduzir a exportação de P de bacias agrícolas. Estes estudos quantificaram perdas de P antes e depois da implementação de BMPs e mostraram que os BMPs reduziram as exportações de P (SHARPLEY & REKOLAINEN, 1997). Mas para resultados eficientes é necessário a seleção de uma série de BMPs apropriadas que focalizem os problemas específicos do local; o estabelecimento de metas de BMPs para áreas de exportação de P identificadas em uma bacia, bem como considerar o tempo de resposta e de equilíbrio da bacia e do corpo d'água (SHARPLEY et al., 2000; WITHERS et al., 2000).

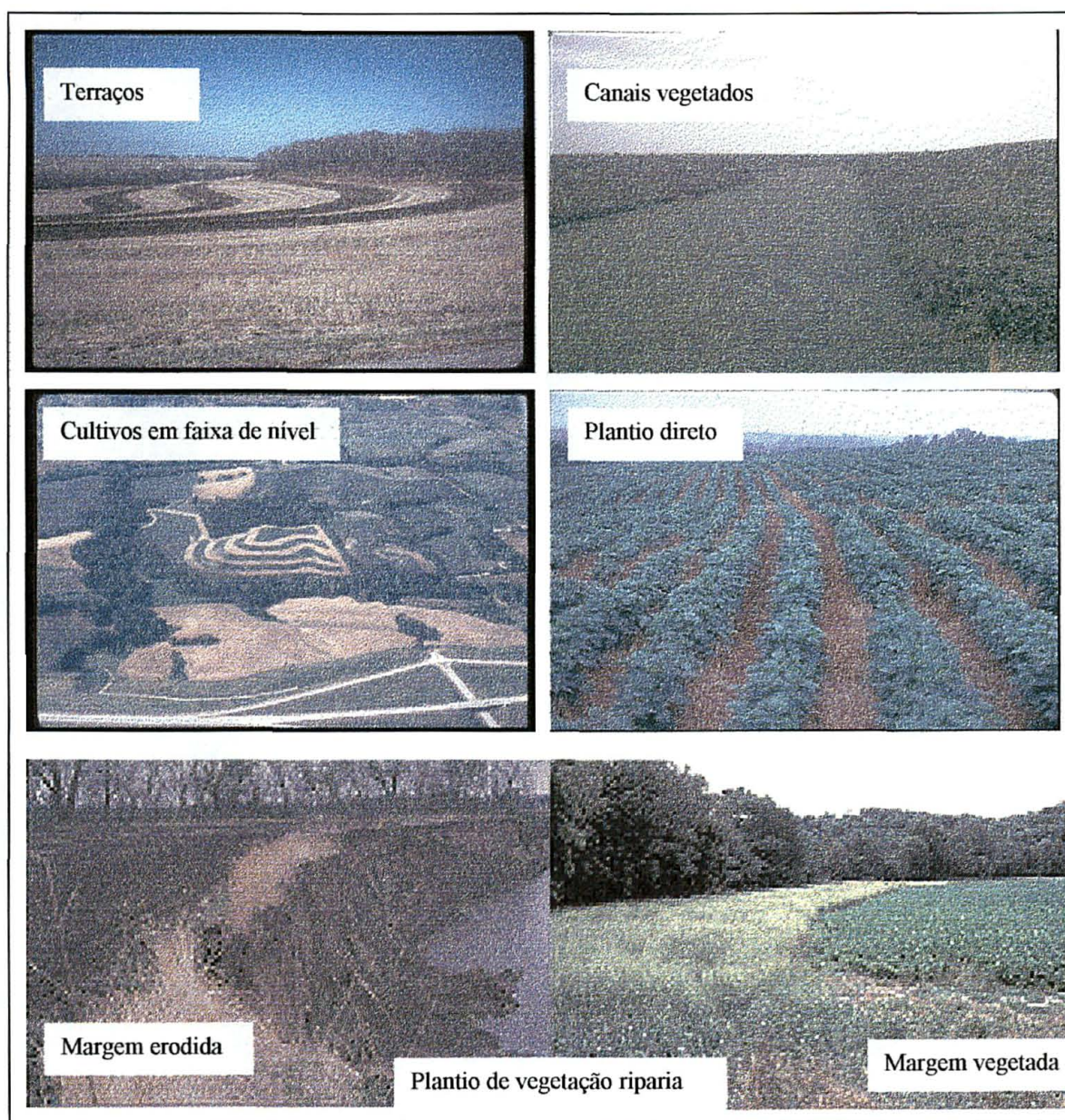


FIGURA 7 - EXEMPLOS DE BMP'S NA AGRICULTURA

NOTA: Fotos extraídas de [http://www.cjnetworks.com/~sccdistrict/shw\\_agso/index.htm](http://www.cjnetworks.com/~sccdistrict/shw_agso/index.htm). Acesso em: mar. 2003.

Vários fatores devem ser considerados para a decisão do BMP mais eficiente na redução do fósforo. Para o fósforo causar um problema ambiental, deve haver uma fonte do nutriente (ex. altos níveis no solo, esterco ou aplicações de fertilizantes) e o nutriente deve ser transportado a um local sensível (ex. lixiviação, escoamento superficial, erosão). Os maiores problemas acontecem onde estes dois fatores estão juntos. Uma fonte com nível de fósforo elevado, mas com pouca oportunidade para

transporte ou em uma situação onde há um potencial alto para transporte sem nenhuma fonte de P podem não constituir ameaça ambiental (GBUREK et al., 2000; SHARPLEY et al., 2000).

É difícil assegurar, que a implementação de controles para fontes difusas resultará nas reduções de cargas prevista. Isto devido à seleção inadequada de BMPs, projeto e execução inadequados ou falta da participação da totalidade de todas as fontes de contribuição da poluição difusa.

### 3.1.5 Avaliação das Ações de Controle

Após a implementação das ações de controle, a deterioração do corpo d'água deve ser avaliada para determinar se os padrões de qualidade tem sido alcançados ou estão sendo ameaçados. O programa de monitoramento usado para a avaliação do cumprimento de padrões deve ser projetado com base nos problemas ou nas fontes específicas de poluição.

O monitoramento é um elemento importante em todas as etapas de desenvolvimento do TMDL, mas especialmente nesta etapa tem um papel essencial, pois fornece dados para uma avaliação independente: se o TMDL e suas ações de controle protegem ou melhoram o meio ambiente e são suficientes para satisfazer os padrões de qualidade da água.

Os programas de monitoramento servem para identificar as águas que necessitam TMDLs, quantificar cargas, verificar modelos e avaliar a eficácia de controles de qualidade da água, incluindo eficácia de BMPs. Uma vez que TMDLs foram estabelecidos para um dado corpo d'água, o monitoramento é recomendado para documentar a melhoria ou a falta de melhoria e para detectar novos problemas e tendências. No entanto, o monitoramento não deve ser considerado como um pré-requisito para executar as medidas de controle num corpo d'água. Se o monitoramento ainda não começou, as medidas de controle e o monitoramento devem ser realizados simultaneamente para assegurar que as atividades de redução de poluição não sejam atrasadas.

Se o corpo d'água alcançar os padrões de qualidade, ele pode ser removido da lista dos corpos d'água que necessitam de TMDLs. Caso contrário, as alocações de carga (LA) e de cargas de águas residuárias (WLA) devem ser modificadas. Esta modificação deve ser baseada na coleta de dados e de informações adicionais, como parte da rotina das atividades de monitoramento e de avaliação do corpo d'água.

### 3.2 A MODELAGEM MATEMÁTICA NO PROCESSO TMDL

São utilizados, para desenvolver o TMDL, modelos matemáticos de bacia hidrográfica e modelos matemáticos de simulação de qualidade da água (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

Para determinação de carga de fontes difusas foram desenvolvidas técnicas de modelagem de bacia hidrográfica, que fornecem dados de entrada para os modelos de qualidade da água. No desenvolvimento de TMDLs, os modelos de bacia hidrográfica tem sido usados extensivamente para apoiar as atividades de avaliação preliminar e de planejamento.

O quadro 6 apresenta situações de decisão associadas ao uso de modelos de bacias hidrográficas no desenvolvimento do TMDL. Estas situações são apresentadas em ordem crescente de complexidade e exigências de modelagem.

**QUADRO 6 - SITUAÇÕES DE DECISÃO ENVOLVENDO MODELOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS**

NÍVEL DE DECISÃO	SITUAÇÃO
NÍVEL DE TESTE (modelos simples)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Comparação relativa entre bacias</li> <li>- Estimativas preliminares de quantidade e qualidade de descarga</li> <li>- Delineamento da extensão geográfica e análise da variabilidade temporal das principais fontes de poluição</li> <li>- Identificação de poluentes e processos governantes</li> <li>- Identificação da necessidade modelagem e monitoramento</li> </ul>
NÍVEL DE PLANEJAMENTO (modelos intermediários a detalhados)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Metas e priorização de bacias específicas ou fontes de poluição</li> <li>- Avaliação e seleção de estratégias de controle</li> </ul>
NÍVEL DE PÓS-PLANEJAMENTO (modelos detalhados)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Critérios para implementação de medidas de gestão</li> <li>- Critérios de projeto para classificar as práticas de controle</li> </ul>

FONTE: USEPA (1997)

Já os modelos e equações de qualidade da água estabelecem relações de causa e efeito que correlacionam as variações de cargas de poluentes com as alterações na



qualidade da água do corpo d'água receptor. A partir desta correlação é importante especificar o custo e o nível de tratamento necessário para satisfazer os critérios e padrões de qualidade da água.

Para realização do presente estudo utilizou-se um modelo amplamente empregado à nível de planejamento em bacias hidrográficas rurais dos Estados Unidos no processo de gestão de recursos hídricos: o modelo matemático Soil and Water Assessment Tool - SWAT desenvolvido pelo Departamento dos Estados Unidos de Agricultura (USDA) - Serviço de Pesquisas Agrícolas (ARS) de Temple, Texas. Este modelo engloba tanto as técnicas de modelagem de bacia hidrográfica quanto as de qualidade da água do corpo receptor.

Como forma de exemplificar a aplicação do modelo matemático no processo TMDL, a seguir será feita uma breve descrição de um procedimento de alocação para padrão do poluente fósforo em rios (fig. 8).

O primeiro passo consiste na determinação das condições de P à montante e do background. É importante destacar, que ao considerar o excesso de P destas duas fontes, background e a montante, pode-se estar exigindo um grau de tratamento significativamente mais alto que quando estas fonte não são nomeadas.

Em seguida, determinam-se as entradas de cargas para cada fonte pontual e para as fontes difusas. Aplica-se então o modelo matemático de qualidade da água.

Se o padrão de P é alcançado com os níveis de efluente existentes atualmente, então a alocação é dada por esses níveis e uma capacidade de reserva equivalente pode ser estimada.

Caso o padrão de P não seja alcançado, em alguns casos ele pode ser obtido incrementando o tratamento de fontes pontuais através de níveis discretos. Porém, podem ser preciso controles de fontes difusas quando as reduções adicionais nas fontes pontuais de cargas de esgoto não são possíveis ou são de custo muito alto. O salto para tecnologia superior deve ser conferido nesta etapa.

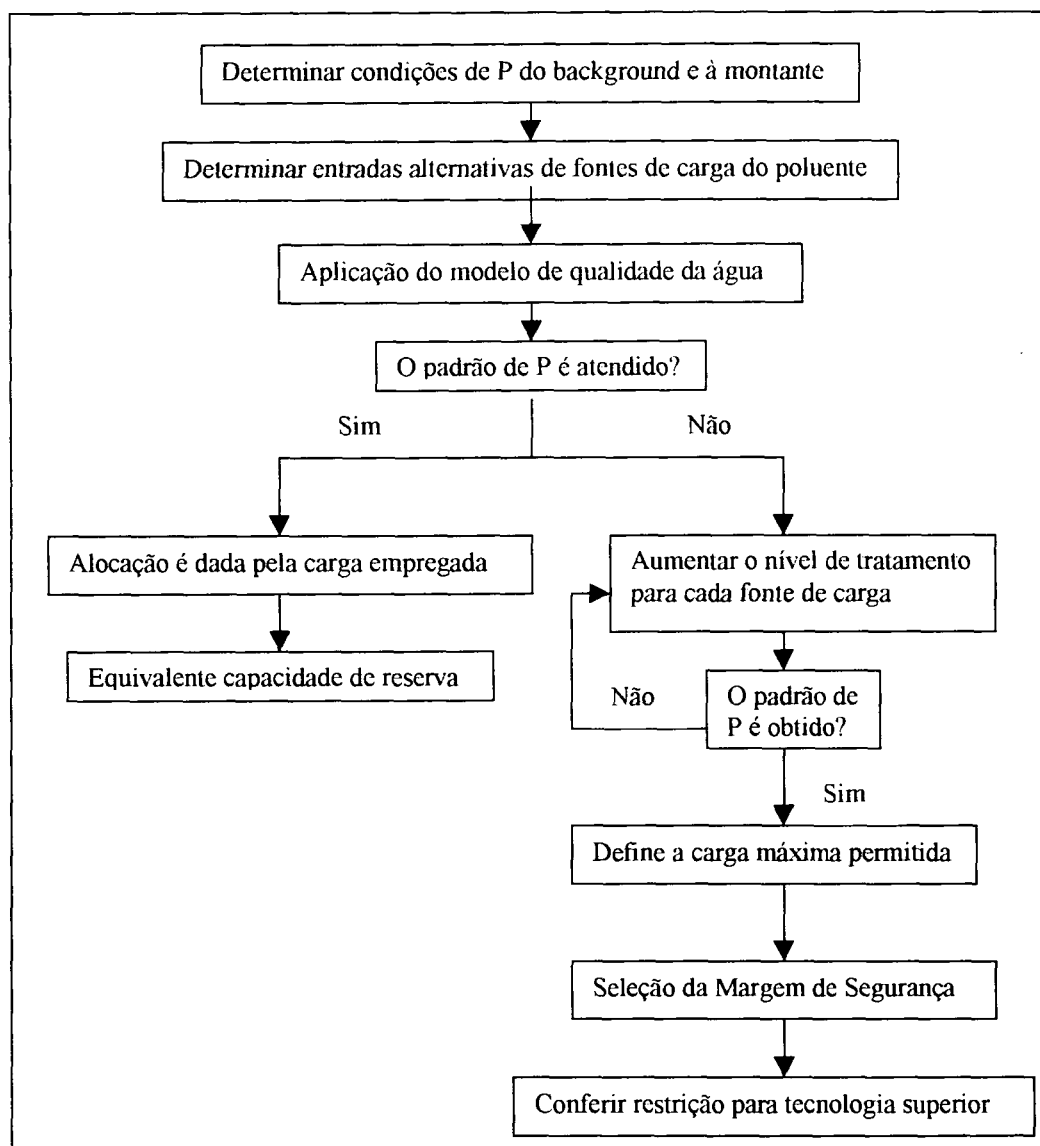


FIGURA 8 - PROCEDIMENTO DO TMDL PARA O POLUENTE FOSFORO, ADAPTADO DE USEPA (1997)

O máximo de carga admissível é então a carga necessária para alcançar o padrão estabelecido. Porém, esta não é necessariamente a carga a ser alocada. Se é previsto um crescimento relativamente rápido para a área, então é recomendado que alguma fração da carga máxima admissível seja colocada em reserva para um crescimento futuro. Assim, é escolhida uma margem de segurança de 0,8 então 20% da carga admissível é colocada em reserva.

Finalmente, é necessário conferir se o nível de tratamento exigido é tecnologicamente possível, se não for, a margem de segurança pode ter que ser ajustada.

### 3.3 ESCOLHA DE CENÁRIOS DE ALOCAÇÃO

No processo TMDL os modelos matemáticos para quantificação de cargas exportadas de bacias hidrográficas e de qualidade da água são importantes para avaliar alternativas de gestão, através de diferentes cenários de alocação de cargas, principalmente nos casos em que o corpo d'água recebe cargas de múltiplas fontes.

Desse modo, podem ser desenvolvidos vários cenários de alocação para um TMDL, selecionando a melhor combinação de controles de fontes pontuais e difusas que satisfaz os padrões de qualidade da água. Esta seleção depende em grande parte dos recursos técnicos e financeiros disponíveis, sendo a melhor combinação de controles de poluição aquela que alia o menor custo à facilidade de implementação.

Nestes cenários de alocação, as cargas de fontes pontuais são normalmente reduzidas pela limitação da emissão de efluentes e as alocações de cargas de fontes difusas pela implementação das Melhores Práticas de Manejo (BMPs – Best Management Practice).

Um fator importante a considerar no desenvolvimento de cenários de alocação de poluição são os custos de “trade-offs”. Nos quais pode-se preferir trocar reduções de alocações de cargas de fontes pontuais por reduções de alocações de fontes difusas de menor custo. Por exemplo, em vez pagar para atualizar a tecnologia de controle de cargas de fontes pontuais pode-se pagar a mesma quantia por reduções equivalentes ou maiores em cargas de fontes difusas dentro da bacia hidrográfica. O trade-off é aplicável quando a implementação de BMPs para fontes difusas é mais barata por unidade de redução de poluente do que atualizar a tecnologia de tratamento para fonte pontual. Trade-offs de alocações dependem das legislações e da viabilidade tecnológica e econômica (USEPA, 1991; USEPA, 1997).

Um exemplo de trade-off entre cargas de fósforo de fontes pontuais e difusas aconteceu no Reservatório Dillon, oeste de Denver, Colorado - EUA, onde o custo associado à redução de fontes pontuais era \$1,5 milhões por ano, enquanto o custo associado à controles de fontes difusas era de \$0,2 a \$1,0 milhão por ano. Por causa

deste diferencial preferiu-se controlar as fontes difusas, em lugar de ampliar o sistema de tratamento de esgoto.

### 3.4 PARTICIPAÇÃO PÚBLICA

A participação pública é essencial no processo de desenvolvimento e execução dos TMDLs.

De acordo com o Regulamento de Planejamento e Gestão de Qualidade da Água de um Estado americano, os TMDLs devem estar disponíveis para a interpretação pública. Os Estados e as comunidades locais envolvidas devem participar em determinar que fontes de poluição devem receber o tratamento ou controle de carga necessário para alcançar as cargas admissíveis do poluente. Com o envolvimento das comunidades locais na tomada de decisão serão maiores as probabilidades de execução bem sucedida de TMDL.

Esta participação pode ser estimulada através da divulgação de boletins ou informativos locais e da realização de audiência pública.

### 3.5 ESTUDOS DE CASO

Com a finalidade de exemplificar o emprego do processo TMDL, a seguir serão apresentados os casos da bacia hidrográfica do rio Beaver e da baía de Newport nos Estados Unidos.

#### 3.5.1 TMDL para a Bacia Hidrográfica do Rio Beaver (UTAH DEQ, 2003)

Desenvolveu-se um TMDL para o reservatório Minersville e três pequenos lagos na bacia hidrográfica do rio Beaver, no sudoeste do estado de Utah, EUA. Estes corpos d'água fazem parte da lista de águas degradadas daquele estado por não satisfazerem os seus usos preponderantes devido ao excesso de fósforo total e de plantas aquáticas nocivas, alteração de habitat ripário, baixo oxigênio dissolvido e



alterações de temperatura. As fontes de degradação são as atividades agrícolas, o escoamento superficial urbano, o desenvolvimento de moradias de veraneio e de atividades recreacionais.

O padrão de fósforo total segundo o “Standards of Quality for Waters of the State” para o estado de Utah é de 0,05 mg/L para cursos d’água e 0,025 mg/L para lagos e reservatórios no entanto, neste estado o P total não é um padrão mas um indicador de poluição que é considerado junto com outros parâmetros para determinar se existem degradações.

Foi encontrado no rio Beaver uma média total de P total de 0,137 mg/L, três vezes acima do valor indicativo de poluição de 0,05 mg/L.

A degradação de lagos e reservatórios da bacia do rio Beaver é tipicamente ligada a uma alta carga de nutrientes a qual com o passar do tempo resulta em uma carga interna de fósforo proveniente do enriquecimento do sedimento do fundo do lago. Isto não permite atualmente a descargas de fontes pontuais de poluição na bacia, mas no passado existiram descargas de estações de tratamento de esgoto e de fábricas que contribuem para a existência de liberação de carga do sedimento.

A bacia do rio Beaver possui uma área de 129.500 hectares e produz uma carga de P total no reservatório de Minersville de 8.906 kg/ano. Após o desenvolvimento do TMDL determinou-se que o reservatório deveria receber no máximo uma carga de P total de 2.719 kg/ano, o que resulta em uma redução de carga de 6.187 kg/ano.

Para redução de cargas na bacia foram estabelecidas as seguintes metas:

- a) desenvolvimento de, no mínimo, 80 planos de manejo de nutrientes para áreas de alimentação de animais;
- b) eliminação de pastagem abaixo do nível máximo da água para reservatórios degradados;
- c) manejo de pasto para minimizar o potencial de perda de fósforo no escoamento superficial;
- d) construção de lagoas para remover o sedimento e o fósforo;

- e) melhorar o sistema de irrigação em 1.620 hectares de terra;
- f) estabilizar 38,6 km de margens e restaurar 104,6 km de áreas ripárias ao longo do rio Beaver, aumentando a cobertura e a diversidade vegetativa e melhorar a estabilidade do solo.

A implementação dos controles propostos será realizada em etapas para permitir o monitoramento e a avaliação de sua eficiência.

Dada a variedade de fontes de poluição e sua ampla distribuição ao longo da bacia uma perspectiva holística será usada no estabelecimento de metas que medirão o progresso para satisfazer os objetivos de qualidade da água. O estabelecimento de metas inclui parâmetros de qualidade da água convencionais, composição de macroinvertebrados, produtividade biológica, morfologia de canal e integridade biológica de canais e seu corredor ripário.

Metas específicas para os lagos incluem: diminuir a dominância de algas nocivas, concentrações de P total no lago e tributários igual ou menor que 0,025 mg/L e 0,05 mg/L respectivamente, um dia em média de concentração de OD maior que 4,0 mg/L para 50% da coluna da água. Esta concentração no lago deve produzir uma condição mesotrófica pela redução da produtividade e eventual melhoria na condição de qualidade da água no reservatório.

A prioridade para a implementação de BMPs foi dada aos projetos que apresentem aumentos mais significativos de benefício na qualidade da água. Atualmente o foco é no projeto para o controle de dejetos animais. A alocação inicial a ser estabelecida é: 60% para projeto de dejetos animais, 20% para projetos de melhoria de eficiência de irrigação, 15% para projetos de restauração de área ripária e 5% para projeto de restauração de pastagem

Este processo de classificação de prioridade é necessário devido a alta demanda por quotas de investimento governamental.

### 3.5.2 TMDL para Baía de Newport (USEPA, 2003)

A bacia hidrográfica da baía de Newport está localizada na Califórnia e possui uma área de 39.886 hectares. A bacia foi desenvolvida gradualmente por um sistema agrícola desde 1900 para hoje passar a um desenvolvimento urbano. A agricultura passou de 22% em 1983 para 12% em 1993, enquanto os usos urbanos passaram de 48% a 64%. As atividades agrícolas incluem cultivos de morango, abacates, limões e viveiros comerciais.

O TMDL desenvolvido para o P total, conforme mostra a tabela 7, resultou numa carga de 28.175,32 kg/ano. Este TMDL foi baseado numa redução de 50% na carga atual de P total da baía de Newport, para isso serão adotados BMPs no controle de erosão do uso agrícola.

**TABELA 7 - TMDL DE FÓSFORO TOTAL PARA BAÍA DE NEWPORT (EXPRESSO COMO DESCARGA ADMISSÍVEL PARA BAÍA DE NEWPORT)**

<b>ALOCAÇÕES</b>	<b>FONTES DE DEGRADAÇÃO</b>	<b>ANUAL (kg)</b>
Alocações de águas residuárias (Wasteload Allocation – WLA)	Áreas urbanas	1.343,84
	Locais de construção	5.815,74
	<b>WLA Total</b>	<b>7.159,58</b>
Alocações de carga (Load Allocation – LA)	Agricultura	8.498,88
	Área aberta	12.525,86
	<b>LA Total</b>	<b>21.015,74</b>
<b>TMDL (capacidade de carga)</b>		<b>28.175,32</b>

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Com o objetivo de demonstrar a aplicação do processo TMDL para o nutriente fósforo selecionou-se como local de estudo a bacia Manancial do rio Piraquara e como corpo d'água receptor a futura Barragem Piraquara II, a ser construída no município de Piraquara, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná.

O presente estudo foi realizado em uma área de aproximadamente 5.800 hectares na bacia hidrográfica do Rio Piraquara, correspondente a área de drenagem de contribuição da futura Barragem Piraquara II. Neste estudo não foi considerada a área a jusante da barragem Piraquara II (565 ha), pois esta não contribui diretamente com a qualidade das águas do reservatório Piraquara II.

### 4.1 COLETA DE DADOS

Os dados hidrográficos, climáticos, geomorfológicos, pedológicos, de uso e manejo do solo, de produção agropecuária e destino de águas residuárias foram obtidos através de pesquisa bibliográfica de documentos referentes à bacia do rio Piraquara.

As informações obtidas através da revisão de literatura e de mapas foram confirmadas em visitas à campo para verificação das características de relevo, de qualidade da água e de uso e manejo do solo, e por meio de entrevistas com moradores da região e profissionais das seguintes instituições: Empresa Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural - EMATER de Piraquara, da Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - SUDERHSA e do Programa PARANASAN. Os dados meteorológicos foram fornecidos pelo SIMEPAR - Sistema Meteorológico do Paraná

As informações referentes à qualidade da água foram baseadas em dados de pesquisas realizadas na região, dados das estações de monitoramento de qualidade da água existentes na bacia, fornecidos pelo IAP – Instituto Ambiental do Paraná e pela SUDERHSA, e por meio de coletas de amostras de água.

#### 4.1.1 Amostragem e Análise de Solo e de Água

Coletas e análise de amostras de solo e de água foram realizadas visando caracterizar de forma geral o solo e o comportamento do fósforo nos corpos d'água da área de estudo. A análise detalhada das características físicas e químicas dos solos e da água na área não fazem parte do escopo deste trabalho, cujo objetivo principal é demonstrar a aplicação do processo TMDL, como uma ferramenta para auxiliar na gestão de recursos hídricos.

Dessa forma, foram coletadas 6 amostras compostas de solo seguindo metodologia descrita em EMBRAPA (1982) em locais com os seguinte usos do solo: floresta, várzea, cultivo de milho convencional, cultivo de milho em plantio direto, pastagem e reflorestamento de pinus (fig. 9). As amostras foram encaminhadas ao laboratório de química do solo da Universidade Federal do Paraná, onde foi realizada a análise química de rotina dos solos.

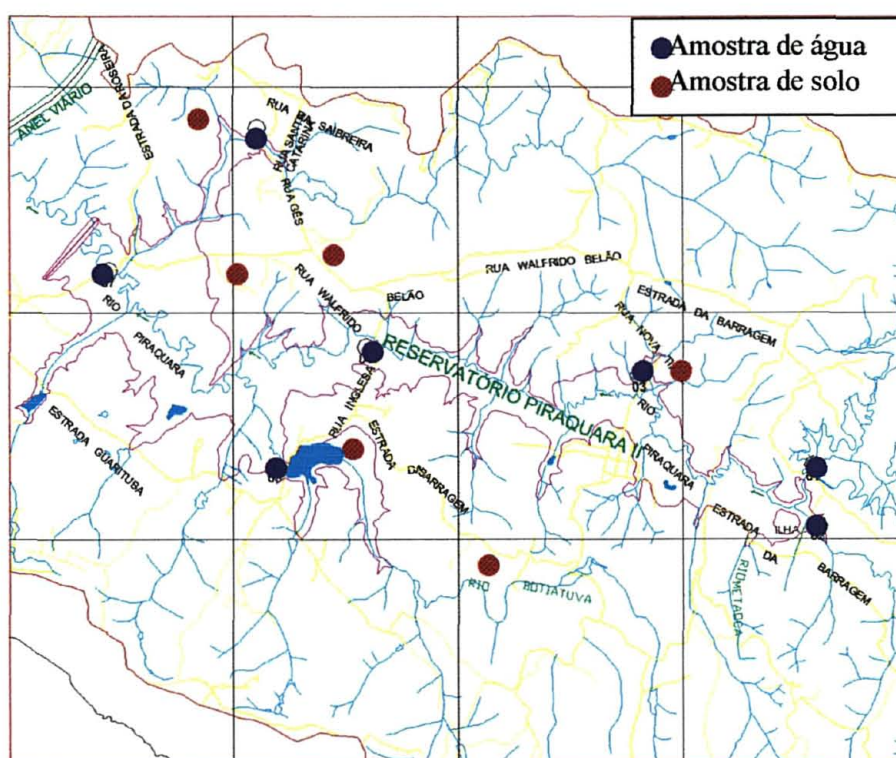


FIGURA 9 - PONTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA E DE SOLO

Foram estabelecidos 4 pontos de coleta de amostras de água no curso principal do Rio Piraquara e 3 pontos em rios afluentes (fig. 9) em uma única amostragem, de modo a caracterizar a concentração de fósforo na água ao longo da área de estudo.

As coletas foram realizadas no mês de novembro de 2002, em uma semana de período chuvoso (35,6 mm). As amostras de água foram coletadas na camada superficial do ponto central do canal, conforme metodologia descrita em CETESB (1987), e encaminhadas para o laboratório do Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos – CEPPA da UFPR. As variáveis limnológicas analisadas foram: fosfato, fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal, seguindo a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20<sup>th</sup> ed. Washington: APHA;AWWA;WEF, 1998.

A seguir será feita uma descrição geral da área, levando em conta a complexidade dos fatores, abordados no capítulo 2, que interferem diretamente ou indiretamente na qualidade da água dos corpos d'água do local bem como, as informações de entrada necessárias para a execução da modelagem matemática utilizada no processo TMDL.

## 4.2 DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

### 4.2.1 Localização

A bacia hidrográfica do rio Piraquara compõe as cabeceiras do rio Iguaçu no local conhecido por Mananciais da Serra, na sub-bacia do Alto Iguaçu, onde estão localizadas as bacias de mananciais para abastecimento público da Região Metropolitana de Curitiba. Situa-se entre os paralelos 25°25' e 25°40' de latitude sul e os meridianos 48°55' e 49°10' longitude oeste, limitando-se ao norte com a bacia do rio Iraí, a sudeste com a Serra do Emboque na Serra do Mar e ao sul com as bacias do rio Pequeno e do rio Itaquí.

#### 4.2.2 Fisiografia

No local há predomínio de relevo suave ondulado a ondulado, entretanto podem ser observadas planícies com depósitos aluviais na margem esquerda do rio Piraquara e relevo forte ondulado e escarpado nas encostas da Serra do Mar. A altitude média é de aproximadamente 900 m, sendo que as altitudes variam de 860 metros, próximos a sua foz no rio Iraí, a 1.350 metros, na Serra do Mar (CONSÓRCIO PARANÁSAN, 2000).

Com uma área de 106,28 km<sup>2</sup>, a bacia do rio Piraquara tem seu eixo longitudinal direcionado de sudeste, onde estão suas nascentes, para noroeste, em sua foz. Seu maior comprimento atinge 19,8 km e sua largura média é de 5,38 km.

O rio Piraquara, com 26 km de extensão, é o eixo central da bacia para onde toda a rede hídrica converge. São poucos os rios que compõem a rede hídrica, sendo os rios mais conhecidos: o rio Campestre e o rio Botiatuva, na margem esquerda e o rio Campinaíva, na margem direita (fig. 10).

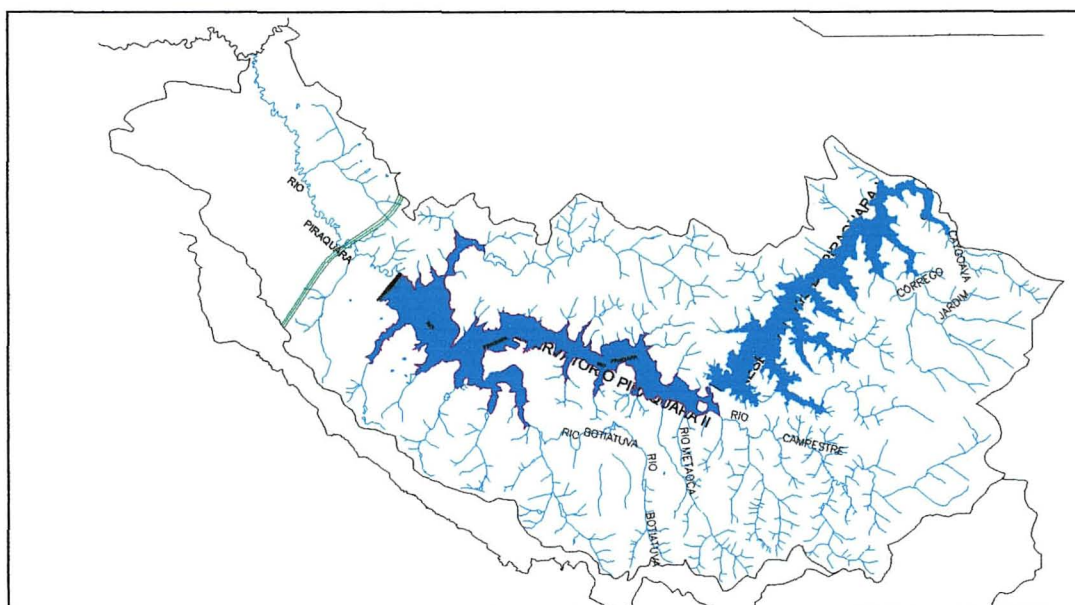


FIGURA 10 - REDE HIDROGRÁFICA DA BACIA DO RIO PIRAQUARA (CONSÓRCIO PARANASAN, 2000)



Em 1979 entrou em operação na bacia do rio Piraquara, o Reservatório Piraquara I, também conhecido como Barragem Cayuguava e está prevista a implantação do Reservatório Piraquara II em 2004 (quadro 7). Com a entrada em funcionamento do segundo reservatório, o rio Piraquara terá uma vazão regularizada de  $1,74 \text{ m}^3/\text{s}$  (COMEC, 2002). Estes reservatórios tem por finalidade contribuir no suprimento da crescente demanda de água da região metropolitana de Curitiba, principalmente em épocas de estiagem e de atenuar os picos de cheias a jusante das barragens (SANEPAR, 1992; COMEC, 2002).

QUADRO 7 - CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS PIRAQUARA I E PIRAQUARA II

CARACTERÍSTICAS	PIRAQUARA I	PIRAQUARA II
Situação	em operação desde 1979	em projeto
Cota de Inundação (m)	907	891
Área de Drenagem ( $\text{km}^2$ )	27	58
Área do Reservatório ( $\text{km}^2$ )	3,30	5,64
Volume ( $\text{m}^3$ )	$22 \times 10^6$	$20,812 \times 10^6$
Vazão Regularizada ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	0,6	1,14
Tempo de Residência Médio (dias)	135	75
Profundidade Média do Reservatório (m)	5,5	3,28

FONTES: CONSÓRCIO PARANASAN (2000); IAP (2001); COMEC (2002)

#### 4.2.3 Clima

A área de estudo, segundo a classificação de Köppen, encontra-se numa região de clima Cfb - clima mesotérmico, subtropical úmido, sem estação seca definida, com verões frescos, temperatura média do mês mais quente inferior a  $22^\circ\text{C}$  e temperatura média do mês mais frio abaixo dos  $18^\circ\text{C}$  (MAACK, 1968; GODOY et al., 1976).

De acordo com dados do Sistema Meteorológico do Paraná - SIMEPAR medidos de 1970 a 2002 na Estação Pinhais, a temperatura média anual é de  $16,8^\circ\text{C}$ , com média mensal entre  $13$  e  $20^\circ\text{C}$ . As geadas, que ocorrem na região, de 10 a 15 dias por ano, são mais frequentes nos meses de abril e setembro.

No mesmo período foi registrada uma precipitação anual média de 1.376 mm, sendo as médias mínimas no mês de abril e agosto de 72 e 71 mm e as médias máximas nos meses de dezembro e janeiro de 144 e 190 mm, respectivamente. Chove



em média 179 dias por ano, segundo as estatísticas dos últimos trinta anos. A umidade relativa do ar varia entre 80% a 85%.

A região tem influência constante de ventos ao longo de todo o ano, com uma frequência média anual, medida no período de 1998 a 2002, variando entre 1,82 a 2,26. A velocidade média dos ventos de 2,5 m/s é considerada baixa e apresenta um padrão médio mensal bastante regular. A média das velocidades máximas foi de 5,8 m/s. No período 1998 a 2002 a radiação solar média anual foi de 161,3 W/m<sup>2</sup>.

#### 4.2.4 Geologia

A bacia hidrográfica do rio Piraquara encontra-se sobre rochas do Complexo Gnáissico-Migmatítico formadas no Proterozóico Inferior, pertencentes ao Embasamento Cristalino. São rochas metamórficas como migmatitos, gnaisses e granitos de anatexia cortadas por diques de rochas ígneas básicas do Jurássico-Cretáceo, principalmente de diabásio, orientados paralelamente na direção noroeste-sudeste (MARINI et al., 1967). Estes diques representam um ambiente propício ao rolamento de blocos (matacões) (COMEC, 2002).

Na parte leste da bacia ocorrem rochas graníticas intrusivas nos migmatitos do Embasamento Cristalino, integrantes da Suíte Granítica Alcalina, sendo denominado de Granito Anhangava a leste e de Granito Marumbi, a nordeste.

Também podem ser constatados na região os sedimentos pliocênicos a pleistocênicos da Bacia Sedimentar de Curitiba, Formação Guabirotuba. A Formação Guabirotuba é constituída principalmente por argilas, as quais atingem espessuras de 60 a 80 metros na porção central da bacia. Estas argilas de coloração cinza-esverdeada possuem textura extremamente fina (CONSÓRCIO PARANÁSAN, 2000). A formação Guabirotuba é caracterizada por problemas relacionados à erosão superficial, devido às características de suas argilas serem favoráveis à desagregação e transporte (COMEC, 2002).

Também estão presentes sedimentos dos depósitos aluvionares do holoceno ao longo das principais drenagens da bacia. São formados predominantemente por argilas orgânicas, argilas clásticas, areias e, em menor proporção, cascalho (CONSÓRCIO PARANÁSAN, 2000). Ocupam as áreas aplainadas e caracterizadas pelas várzeas de inundação, construídas pela ação da deposição do Rio Piraquara e seus tributários. A ocupação dessas áreas de aluvião é desaconselhada devido aos problemas de enchentes e de saneamento básico, em virtude da baixa declividade (COMEC, 2002).

#### 4.2.5 Geomorfologia

São três os compartimentos geomorfológicos presentes na bacia do rio Piraquara: Serrania Costeira, Planalto de Curitiba e Planícies Aluviais.

Na parte leste da bacia a Serrania Costeira ou Serra do Mar, de origem tectônica, constitui a escarpa que separa o Primeiro Planalto Paranaense da Planície Costeira. Predominam vertentes concavo-convexas, com declividades superiores a 45%, sendo comum o afloramento de rochas nas vertentes mais escarpadas (CONSÓRCIO PARANÁSAN, 2000). As menores altitudes, de cerca de 900 metros, ocorrem nos profundos vales em “V”, enquanto nos topos e divisores principais estão acima de 1200 metros (COMEC, 2002).

O Planalto de Curitiba, na porção ocidental da bacia, foi originado do mesmo sistema estrutural da Serra do Mar. É formado por relevo suave, com topos situados a altitudes em torno de 900 m e é separado em Planalto Cristalino e Planalto Sedimentar, devido às diferentes características morfodinâmicas e geológicas.

O Planalto Cristalino, presente na porção central e leste, apresenta declividades entre 10 e 20 %. Possui embasamento formado por blocos de rocha cristalinas, sustentando um paisagem de topografia suave ondulada a ondulada, em geral de colinas com formas de topo achatado e arredondado, com vertentes côncavo-convexas e altitudes ao redor de 950 m.

Na porção noroeste próximo a foz do rio Piraquara ocorre o Planalto Sedimentar, caracterizado por depósitos da Formação Guabirotuba, recobertos por sedimentos mais recentes do Quaternário, colúvios-alúvios, colúvios e aluviões holocênicos. Com altitudes ao redor de 905 metros e declividades inferiores a 6%, apresenta colinas suaves, de topos amplos e aplainados e encostas suaves a ligeiramente suaves (CANALI & MURATORI, 1981).

As Planícies Aluviais englobam a planície de inundação do rio Piraquara e seus afluentes e os terraços colúvio-aluvionares. São constituídas por sedimentos holocênicos, com o lençol freático aflorante ou muito próximo à superfície, declividades de 0 a 2,5% e altitudes abaixo de 905 metros.

#### 4.2.6 Hidrogeologia

Os sistemas aquíferos da bacia hidrográfica do rio Piraquara desenvolvem-se nas rochas fraturadas do Complexo Gnáissico-Migmatítico e nas lentes arcossianas da Formação Guabirotuba. Também observa-se um aproveitamento das águas do lençol freático captadas através de poços escavados no solo.

A composição da água subterrânea predominante nos aquíferos que se desenvolvem em rochas fraturadas do Complexo Gnáissico-Migmatítico é a bicarbonatada sódico-cálcica a bicarbonatada mista. São aquíferos pouco vulneráveis à contaminação orgânica, em função da espessa cobertura de solo, de composição argilo-arenosa, que protege e promove os processos de depuração das eventuais contaminações de superfície (SCHUSSEL, 1997).

As águas armazenadas nas lentes arcossianas apresentam uma tipologia hidroquímica bicarbonatada sódico-cálcica. Localmente, são observados teores mais elevados de ferro e manganês (0,5 a 7 mg/L) acima dos valores recomendados, devido provavelmente a solubilização destes minerais em suas formas reduzidas. São aquíferos de baixo grau de vulnerabilidade à contaminação orgânica, pois o meio é poroso e coberto por uma capa de argila em grande parte de sua extensão, a qual

proporciona proteção e promove os processos de depuração de eventuais contaminantes provenientes da superfície.

As águas do aquífero freático ou livre são acumuladas na zona saturada do solo, abaixo da superfície do lençol freático. Esse tipo de aquífero apresenta águas pouco mineralizadas e devido ao curto tempo de permanência das mesmas no aquífero e de sua proximidade à superfície possui grande suscetibilidade a contaminação (SCHUSSEL, 1997).

#### 4.2.7 Solos

Segundo o mapa de levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná (EMBRAPA, 1984), escala 1:600.000, os solos presentes na bacia hidrográfica do Rio Piraquara são: Latossolos Vermelho-Amarelo Álicos, Podzólicos Vermelho-Amarelo Álicos, Cambissolos Álicos, Solos Orgânicos Álicos, Solos Hidromórficos Gleyzados Indiscriminados, Solos Litólicos e afloramentos de rocha.

A correlação entre as classes de solo encontradas na bacia, segundo o sistema de classificação usado anteriormente pela EMBRAPA (1984) com o atual sistema de classificação de solos (EMBRAPA, 1999) são apresentadas no quadro 9.

QUADRO 9 - CORRELAÇÃO ENTRE A CLASSIFICAÇÃO UTILIZADA PELA EMBRAPA (1984) E AS CLASSES DO ATUAL SISTEMA DE CLASSES DE SOLOS

CLASSE DE SOLO – SISTEMA EMBRAPA (1984)	CLASSE DE SOLO - SISTEMA EMBRAPA (1999)
Cambissolo Álico	Cambissolos
Podzólico Vermelho-Amarelo Álico (Tb)	Argissolo ou Nitossolo (alguns)
Latossolo Vermelho-Amarelo Álico	Latossolos
Solos Litólicos	Neossolos
Solos Orgânicos Álicos	Organossolos
Solos Hidromórficos Gleyzados Indiscriminados	Gleissolos ou Planossolos

FONTE: EMBRAPA (1999)

A seguir é feita uma descrição dos solos presentes na região com base em informações e mapas de EMBRAPA (1984); CONSÓRCIO PARANÁSAN (2000); COMEC (2002).

Na região da Serra do Mar são encontrados Cambissolos álicos tb, A moderado, com textura argilosa decorrentes da meteorização do migmatito, em

terrenos ondulados a forte ondulados, fase floresta subtropical altimontana e fase campo subtropical, com inclusão de Latossolos Vermelho-Amarelo Álico na parte central da bacia. São solos rasos a medianamente profundos, moderadamente a bem drenados e ácidos, devido ao alto teor de alumínio trocável. Sua ocorrência na região da Formação Guabirotuba, predomina na topografia pouco movimentada, com colina e topos arredondados, vertentes médias ou curtas. São solos de baixa fertilidade, favorável a mecanização porém com preocupações com a erosão face a suscetibilidade mecânica dos solos (COMEC, 2002).

Sobre o substrato granítico encontram-se associações de afloramento de rocha com solos Litólicos Álicos, A proeminente, textura argilosa, fase floresta subtropical perenifólia, relevo escarpado e montanhoso. Os solos Litólicos possuem rochas consolidadas ou cascalhos, calhaus e matacões pouco ou nada meteorizados e altos teores de alumínio trocável. São suscetíveis à erosão, devido a sua pouca profundidade e a estarem associados às altas declividades, apresentando risco de desmoronamentos em episódios de chuvas, quando desprovidos de vegetação.

No trecho médio da bacia são encontrados dois tipos de solos: Latossolos Vermelho-Amarelo Álico A proeminente textura argilosa e Podzólicos Vermelho-Amarelo Álico. Ambos são solos mais profundos, ocorrendo normalmente em terrenos com declividades inferiores a 20%, bem drenados, que se desenvolvem sobre os terrenos da Formação Guabirotuba. Possuem baixa fertilidade natural, com altos níveis de alumínio trocável e baixa saturação de bases, dependendo de correção para sua aptidão agrícola e devendo ser tomadas as devidas precauções para controle de erosão. Os Podzólicos Vermelho-Amarelo Álico são solos mais vulneráveis a erosão que os Latossolos devido à existência do horizonte Bt, que apresenta maior concentração de argila que o horizonte superficial.

Ao longo dos rios e nas várzeas da porção final da bacia são encontrados os solos Hidromórficos gleizados e solos orgânicos álicos turfosos, de permeabilidade baixa, mal drenados em virtude da presença de um lençol freático elevado e de um relevo plano.

Na várzea propriamente dita apresentam um horizonte A turfoso, de coloração preta, com altos teores de material orgânico e alta saturação por alumínio.

Apesar da suscetibilidade dos solos à erosão, a área da bacia hidrográfica do rio Piraquara não apresenta processos erosivos intensos.

#### 4.2.8 Vegetação

A Floresta Ombrófila Densa Montana, a Floresta Ombrófila Mista Montana e Aluvial e os campos compõem as coberturas vegetais originais da bacia hidrográfica do rio Piraquara.

A Floresta Ombrófila Densa Montana, também conhecida por Floresta Atlântica, está presente no extremo leste da bacia no início da Serra do Mar, sendo constituída de estratos arbóreos superior, médio e inferior, com presença de exemplares de Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*) que indicam a influência da Floresta Ombrófila Mista Montana. Pode ser caracterizada em sua maior parte por grandes árvores de altura entre 25 a 30 metros, perenifoliadas e densamente dispostas, portando brotos foliares desprovidos de proteção à seca e às baixas temperaturas (VELOSO, 1991). Encontra-se atualmente bem preservada na área do Parque Estadual dos Mananciais da Serra e nas encostas com altitudes superiores a 1100 metros. Em áreas superiores a 1200 metros encontra-se a Floresta Ombrófila Densa Altomontana (MARQUES, 2000; COMEC, 2002).

A Floresta Ombrófila Mista Montana, também conhecida por floresta de Araucária, ocorre na região central da bacia, em diversas altitudes. Nas regiões mais altas, acompanha as margens dos rios como um cinturão contínuo. Está também ao redor dos campos sujeitos à inundação onde possui forma arredondada, típica dos capões de araucária. Em seu estágio mais desenvolvido é caracterizado pelo predomínio de araucária no dossel superior, sendo que no sub-bosque as espécies mais frequentes são da família das Mirtáceas.

A Floresta Ombrófila Mista Aluvial, também denominada de mata ciliar, ripária ou de galeria, ocorre nas áreas de várzeas dos rios, a partir do terço superior da bacia até a foz do rio Piraquara. É uma formação presente em áreas de solos úmidos sujeitos a inundações periódicas. Este tipo de floresta desempenha funções importantes, mantendo a qualidade da água, estabilidade do solo e de áreas marginais, regularização de regimes hídricos através de sua influência nos lençóis freáticos, além de atuar no sustento da fauna aquática e silvestre ribeirinha. Devido ao constante alagamento das margens dos rios, possui praticamente um único estrato arbóreo, com pouca diversidade de espécies e dossel muito baixo, ao contrário da Floresta Ombrófila Mista Montana. A espécie predominante é o branquilha (*Sebastiania commersoniana*).

Os campos secos ocorrem nas partes altas, em pequenas manchas de solos litólicos e os campos úmidos são encontrados nas partes mais baixas do terreno em áreas de inundação periódica (MARQUES, 2000).

#### 4.2.9 Uso e Ocupação do Solo

Com a chegada dos imigrantes italianos na bacia hidrográfica do Rio Piraquara ao final do século XIX e princípio do século XX iniciaram-se as modificações das características originais da região. O levantamento à campo permitiu observar que atualmente paisagem é caracterizada pela existência de: propriedades rurais principalmente na parte central da bacia; do Reservatório Piraquara I, na parte leste; de loteamentos urbanos localizados próximos à rodovia Leopoldo Jacomel, ao norte e à BR 277, ao sul; e da rodovia Contorno Leste.

A região apresenta poucos aglomerados urbanos e possui uma atividade agrícola pouco desenvolvida em virtude da baixa fertilidade dos solos. Grande parte das propriedades existentes caracteriza-se pela produção agropecuária, na sua maioria de subsistência (milho, feijão, frutíferas, hortaliças e animais em pequena escala), onde a atividade predominante é a pastoril. As chácaras de lazer para fins de semana cujos proprietários não residem na área, representam outro uso predominante. Na



pecuária destacam-se, também, a criação comercial de eqüinos, realizada em diversos haras da região (MARQUES, 2000; COMEC, 2002).

Segundo informações pessoais de profissionais da EMATER e de agricultores da região, as principais práticas de manejo adotadas na produção agropecuária são: a aplicação de calcário, a adubação química (adubos de formulação 4-14-8 e 5-20-20) e principalmente, o uso de esterco proveniente da criação de gado leiteiro, como adubação orgânica.

As aglomerações populacionais com características rurais são duas: a Colônia Nova Tirol e a Capoeira dos Dinos. Existem também os loteamentos com características urbanas, aprovados em sua maioria na década de 50 e 60.

Da cobertura vegetal original, a Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica) é a mais preservada. Os campos nativos das partes altas foram substituídos por espécies exóticas de gramíneas usadas para pastagem (fig. 11). Nas partes mais baixas os campos de inundação ainda conservam características originais, apesar de serem usados esporadicamente como pastagem.



FIGURA 11 - USO DO SOLO NA BACIA DO RIO PIRAQUARA, PASTAGEM EM PRIMEIRO PLANO E FLORESTA ATLÂNTICA AO FUNDO. (FOTO DA AUTORA)



A Floresta Ombrófila Mista das áreas mais planas foi substituída por atividades agropecuárias, que em alguns locais foram abandonadas dando origem a capoeiras e a vegetação secundária. Os cinturões contínuos de Floresta de Araucária ao longo dos rios representam as porções mais conservadas. Igualmente foram preservados capões de araucária em algumas propriedades rurais da região.

A paisagem também é composta por espécies exóticas; usadas em reflorestamento, como o pinus (*Pinus* sp.) e o eucalipto (*Eucalyptus* sp.).

A tabela 8 e a figura 12 apresentam as áreas ocupadas pelos principais usos do solo da bacia. O uso do solo “floresta”, engloba as florestas de araucária e atlântica. Em “campo seco/pastagem” estão incluídos os campos secos não aproveitados e as áreas utilizadas para criação de rebanhos bovinos e eqüinos; e “várzea/campos de inundação” compreende a mata ciliar e os campos sujeitos a inundações periódicas. A agricultura compreende as áreas utilizadas para o cultivo principalmente de milho e feijão e em menor escala de hortas e pomares.

TABELA 8 - PRINCIPAIS USOS DO SOLO NA BACIA DO RIO PIRAQUARA.

USO DO SOLO	ÁREAS (ha)	% EM RELAÇÃO AO TOTAL
Floresta	4.456,59	41,95
Várzea/campo de inundação	1.004,47	9,46
Reflorestamento	131,96	1,24
Campo seco/pastagem	2.256,04	21,23
Agricultura	2.102,54	19,78
Lagoas naturais e artificiais	46,20	0,43
Reservatório Piraquara I	424,39	3,99
Áreas Urbanas	204,52	1,92
TOTAL	10.627,71	100

FONTE: CONSÓRCIO PARANASAN, 2000

Pode-se constatar que a ocupação agrosilvopastoril está sobre os solos mais profundos como Latossolos e Podzólicos, com inclusão de Cambissolos. A área de Floresta Atlântica (Floresta Ombrófila Mista Montana) localiza-se sobre solos rasos, como os solos litólicos com inclusão de afloramentos de rochas e Cambissolos. A mata de várzea e campos de inundação estão sobre solos orgânicos e Hidromórficos margeando o rio Piraquara, onde se inclui a área do futuro reservatório Piraquara II.

A paisagem natural da bacia do rio Piraquara, encontra-se melhor preservada em sua porção leste, desde as encostas da Serra do Mar até o Reservatório Piraquara I,

a partir daí constata-se um gradiente de alteração da paisagem, que inicia-se com a presença de propriedades rurais e finaliza com o loteamento Guarituba na foz do Rio Piraquara, local mais degradado da bacia.

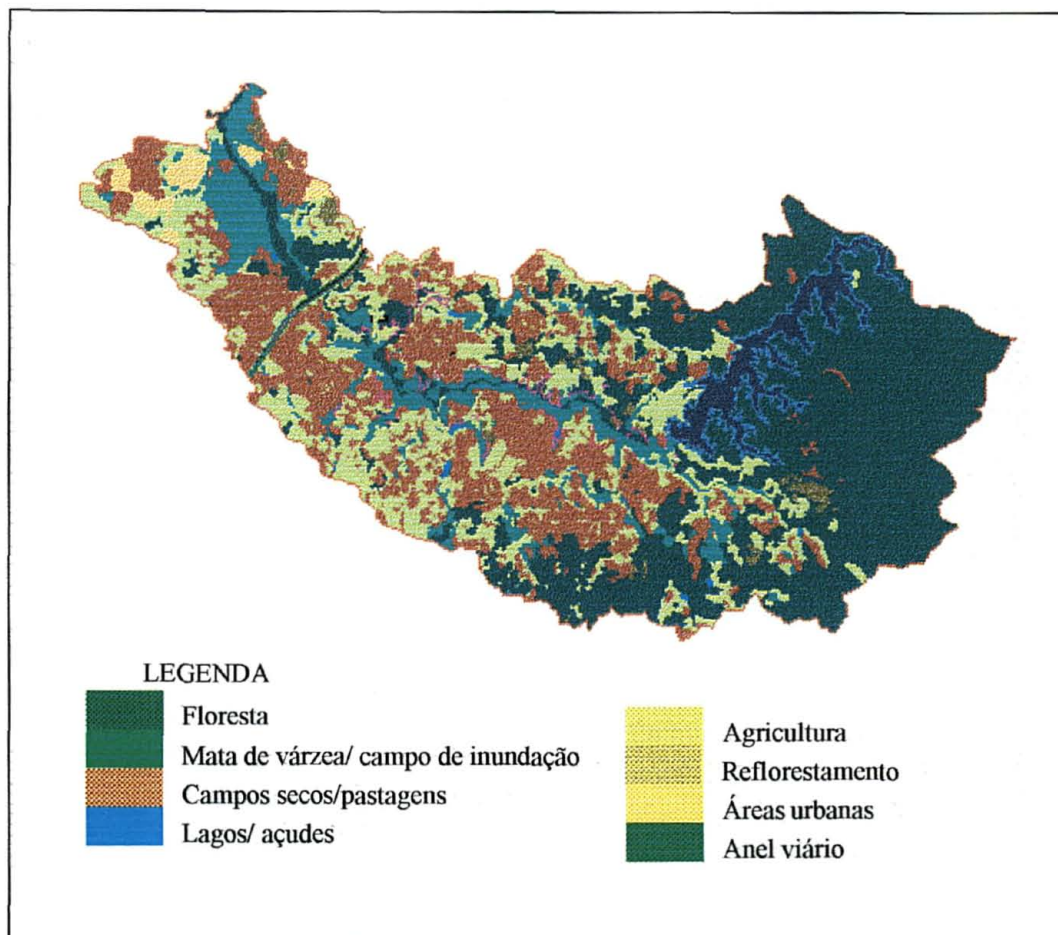


FIGURA 12 – PRINCIPAIS USOS DO SOLO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAQUARA (CONSÓRCIO PARANASAN, 2000)

O loteamento Guarituba representa uma ameaça à qualidade da água do rio Piraquara, pois é uma ocupação irregular na qual a maior parte dos dejetos, esgotos e lixos são destinados diretamente aos corpos d'água, prejudicando o seu uso para o abastecimento público da Região Metropolitana de Curitiba.

Outro provável risco à qualidade das águas da bacia do rio Piraquara é a implantação de loteamentos já aprovados pela Prefeitura Municipal de Piraquara. Um deles localiza-se no bairro de Laranjeiras, ao norte da bacia, onde a extremidade da rua Santa Catarina desce em declive acentuado até o futuro reservatório Piraquara II. Outro loteamento, que encontra-se em expansão acelerada, localiza-se a aproximadamente 900 metros do rio Piraquara, à esquerda da estrada da Roseira,

sentido BR 277, cujas ruas projetadas estão muito próximas do primeiro braço do futuro Reservatório Piraquara II. Estes loteamentos trazem o perigo de que os esgotos sanitários das futuras residências sejam despejados no lago.

#### 4.2.10 Qualidade da Água

De acordo com o enquadramento dos corpos d'água estabelecido pela Portaria SUREHMA nº. 20, de 12 de maio de 1992, os corpos d'água do município de Piraquara pertencem à classe 2, exceto os cursos d'água dentro dos limites da área de tombamento da Serra do Mar e da área Especial de Interesse Turístico do Marumbi, classificadas como classe especial.

Em estudos de cenários de qualidade da água, elaborados pela SUDERHSA no ano de 2002 para o “Plano de Despoluição Hídrica do Alto Iguaçu”, o rio Piraquara, em todos os anos do horizonte de estudo (20 anos), situa-se na Classe 2 de acordo com a Resolução CONAMA 20/86 (seção 2.1).

Na bacia do Rio Piraquara situam-se dois pontos de monitoramento de qualidade da água sob a responsabilidade do IAP: o ponto Ponte PR 415 (AI 16) situado fora da área de estudo e o ponto interno situado no cruzamento do rio Piraquara com a estrada da Roseira (PR 506), chamado ponto Estrada BR 277 - PR 415 (AI 41).

Segundo o IAP (1999), em análise dos dados de monitoramento das estações AI 16 e AI 41, as águas do rio Piraquara encontram-se na categoria: pouco comprometida. Nesta categoria enquadram-se os corpos d'água que apresentam condições de qualidade da água compatíveis com os limites estabelecidos para a classe 2 da Resolução CONAMA 20/86. No entanto, nesta classificação não foram consideradas as violações do fosfato total, por considerar que o valor de 0,025 mg/L de P é muito restritivo e que no estado do Paraná é comum a detecção de valores próximos ao limite da resolução, mesmo em rios com águas consideradas de boa qualidade. Ao observar os dados obtidos na estação de monitoramento AI 41 (tab. 9),

localizada na área de estudo, verifica-se que 59% das amostras analisadas violaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86.

TABELA 9 - VALORES DE FOSFATO (mg/L) OBTIDOS PELO IAP – ESTAÇÃO AI 41

DATA	29/05/91	11/09/91	12/12/91	26/02/92	13/09/93	13/01/94	09/08/94	06/03/95
FOSFATO	0,031	0,040	0,084	0,183	0,060	0,031	0,018	0,029
DATA	13/02/96	28/03/96	23/04/96	21/05/96	24/06/96	22/07/96	27/08/96	23/09/96
FOSFATO	0,007	0,034	0,031	0,016	0,010	0,010	0,033	0,010
DATA	30/10/96	02/12/96	25/03/97	22/04/97	17/06/97	24/07/97	03/09/97	11/09/97
FOSFATO	0,025	0,027	0,058	0,009	0,002	0,033	0,060	0,074
DATA	02/10/97	19/11/97	03/03/98	14/04/98	24/06/98	26/08/98	10/02/99	05/05/99
FOSFATO	0,058	0,028	0,034	0,020	0,031	0,026	0,032	0,021
DATA	21/07/99	23/03/00	03/05/00	13/06/00	11/07/00	27/11/00	17/07/01	04/10/01
FOSFATO	0,019	0,027	0,033	0,005	0,084	0,062	0,025	0,021
DATA	04/12/01	05/04/02	26/06/02	17/07/02	27/08/02	19/09/02	10/10/02	
FOSFATO	0,021	0,028	0,014	0,009	0,014	0,035	0,038	

NOTA: \* valores acima do permitido pela legislação (Resolução CONAMA 20: fosfato total < 0,025 mg/L)

Quanto ao sistema de captação e distribuição de água para o abastecimento público, o rio Piraquara contribui para as captações do rio Iguaçu (próximo a BR 277) e do rio Iraí (próximo a PR 415). A água captada é conduzida para as Estações de Tratamento de Água (ETA) do Iguaçu e a nova ETA do Iraí, inaugurada em 2002, e segue para o abastecimento dos municípios da rede integrada de abastecimento, inclusive para todo o município de Piraquara (COMEC, 2002).

#### 4.3 METODOLOGIA

##### 4.3.1 Seleção do Parâmetro de Qualidade da Água

Com o objetivo de aplicar e adaptar o processo TMDL à bacia hidrográfica do rio Piraquara selecionou-se o fósforo como parâmetro de qualidade da água para a determinação da carga máxima total admissível ao futuro reservatório Piraquara II.

Como foi descrito na seção 2.3.3.2, em áreas agrícolas, como é o caso da bacia hidrográfica do rio Piraquara, predomina a exportação de cargas de fósforo provenientes de fontes de poluição difusas, como o transporte até os corpos d'água de sedimentos, fertilizantes, resíduos vegetais e dejetos de animais que são materiais ricos no elemento. Este fato aliado à constatação de que o fósforo é o nutriente

limitante para o crescimento de algas na região, já que os principais corpos d'água apresentam uma relação  $N/P > 10:1$  (ver anexo 2); determinou a escolha do elemento como parâmetro a ser analisado no presente estudo.

Adotou-se a faixa de 0,025 a 0,10 mg/L como limite para concentração de fósforo total no reservatório Piraquara II para ocorrência de eutrofização, baseado em VON SPERLING (1996) (ver seção 2.3.2.1).

#### 4.3.2 Simulação Matemática

A simulação matemática foi realizada utilizando o modelo matemático Soil and Water Assessment Tool - SWAT desenvolvido pelo Departamento dos Estados Unidos de Agricultura (USDA) - Serviço de Pesquisas Agrícolas (ARS) de Temple, Texas.

O SWAT prediz o impacto, ao longo do tempo, de práticas de manejo de solo, no transporte de água, de sedimento, de nutrientes e pesticidas agrícolas em bacias hidrográficas com diferentes usos de solos, tipos de solos e condições de manejo (USEPA, 1997b; NEITSCH et al., 2002a).

O modelo SWAT requer informação específica sobre clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo do solo que ocorrem na bacia. O processo físico associado ao movimento da água, movimento do sedimento, crescimento da cultura, ciclo de nutrientes, cargas e concentrações de nitrogênio e fósforo em corpos d'água, etc. são diretamente modelados pelo SWAT usando estes dados de entrada (USEPA, 1997b; NEITSCH et al., 2002a). É um modelo que permite a execução de simulações de bacias grandes ou de estratégias variadas de manejo sem excessivo investimento de tempo, informações ou dinheiro (NEITSCH et al., 2002a).

O SWAT é um modelo de período contínuo, isto é um modelo de produção de longo período que permite a simulação de um variado número de processos em uma bacia, conforme é resumido a seguir.



Para a modelagem, uma bacia hidrográfica deve ser dividida em um número de sub-bacias. O uso de sub-bacias é particularmente importante quando diferentes áreas da bacia possuem tipos de solos, usos do solo, topografia ou clima que causam distintos impactos hidrológicos (NEITSCH et al., 2002a).

As informações de entrada para cada sub-bacia são agrupadas ou organizadas seguindo categorias: climática, lagos/reservatórios, unidades de resposta hidrológica – HRUs (que correlacionam o uso do solo com o tipo de solo e com o manejo), água subterrânea e canal principal ou trecho drenado da sub-bacia. As unidades de resposta hidrológica são constituídas por uma única cobertura de solo, tipo de solo ou combinações de manejo (USEPA, 1997b; NEITSCH et al., 2002a).

Nutrientes, pesticidas e sedimentos exportados da bacia são determinados de acordo com as perdas e deposição no canal de transmissão. Também tem um componente de qualidade da água que localiza as perdas de pesticidas e fósforo provenientes de sua aplicação inicial no solo para sua deposição final em um lago (USEPA, 1997b).

A simulação de hidrologia na bacia pode ser separada em 2 fases. A primeira é a fase do solo no ciclo hidrológico, que controla a quantia de carga de água, sedimento, nutriente e pesticidas que chega ao corpo d'água principal em cada sub-bacia. A segunda é a fase da água ou fase da rota do ciclo hidrológico que pode ser definida como o movimento da água, sedimentos, etc. através da rede de corpos d'água da bacia até fora da bacia (NEITSCH et al., 2002a).

O modelo é útil para determinar os efeitos do nível de sistema de manejo, como rotação de cultura, irrigação e quantidade e época de aplicação de fertilizantes e pesticidas, podendo ser aplicado a nível de teste, intermediário e detalhado. Possui a limitação de não considerar a degradação de nutrientes e pesticidas no transporte em cada sub-bacia, além disso o tempo de residência hidráulico não é considerado na modelagem de qualidade da água de lagos (USEPA, 1997 b).

Dos modelos disponíveis, o SWAT é considerado como o mais indicado para prever os efeitos do uso e manejo da terra na produção de sedimentos, água e

químicos em bacias hidrográficas (USEPA, 2001; ROLOFF & SZCZYPIOR, 2003), especialmente em bacias sem histórico de monitoramento. Por isso o modelo foi aplicado em um projeto de modelagem de escala nacional nos Estados Unidos, o Hydrologic Unit Model for the United States (HUMUS) (USEPA, 1997b; NEITSCH et al., 2002a).

O SWAT satisfaz a maioria dos casos nos quais é necessário desenvolver TMDLs em bacias hidrográficas,

Outras informações sobre o modelo SWAT estão contidas no anexo 1.

#### 4.3.2.1 Formas do fósforo no solo, consideradas pelo SWAT

O fósforo, variável de saída analisada no presente estudo, é modelado pelo SWAT em seis diferentes compostos de P no solo (fig. 13), dos quais 3 são formas inorgânicas ou minerais (Pi) e 3 são formas orgânicas (Po).

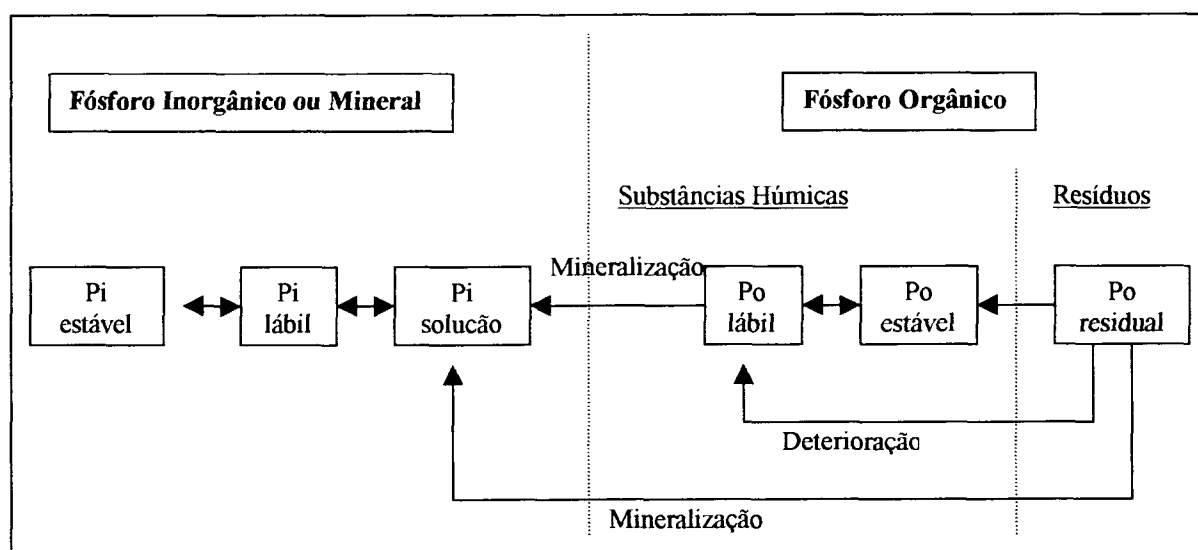


FIGURA 13 - COMPOSTOS DE FOSFORO MODELADOS PELO SWAT (ADAPTADA DE NEITSCH ET AL., 2002a)

O fósforo orgânico (Po) é dividido em: *fósforo orgânico residual*, associado a resíduos de culturas e biomassa microbiana, e compostos de *P orgânico lábil e estável*, associados ao húmus do solo de acordo com a disponibilidade de substâncias húmicas para mineralização

O fósforo inorgânico ou mineral ( $P_i$ ) é dividido em: compostos em solução, lábeis e estáveis. O P em solução adquire um rápido equilíbrio com o fósforo lábil, enquanto o P lábil adquire um lento equilíbrio com o P estável. São três as formas de fósforo exportadas do solo, fornecidas pelo SWAT como dados de saída:

- a) fósforo orgânico: em kg/ha, transportado com o sedimento;
- b) fósforo sedimento: fósforo inorgânico, em kg/ha, que é transportado adsorvido ao sedimento;
- c) fósforo solúvel: fósforo inorgânico dissolvido, em kg/ha, que é transportado pelo runoff superficial.

Estas formas são transportadas durante um período de tempo (mês ou ano) em porções de área de terra, que podem ser uma unidade de resposta hidrológica (HRU) ou uma sub-bacia.

#### 4.3.2.2 Formas do fósforo em corpos d'água, consideradas pelo SWAT

Para corpos d'água o SWAT considera o ciclo do fósforo compreendendo:

- a) a mineralização do fósforo orgânico em fósforo solúvel, forma disponível para o crescimento de algas e
- b) a remoção do P orgânico da lâmina d'água por sedimentação.

A quantia de fósforo inorgânico solúvel no curso d'água pode ser obtida pela mineralização de fósforo orgânico e também pela difusão do fósforo inorgânico proveniente dos sedimentos da lâmina d'água.

Os dados de saída de compostos de fósforo em reservatório compreendem:

- a) fósforo orgânico in: fósforo orgânico, em kg de P, na entrada do reservatório;
- b) fósforo orgânico out: fósforo orgânico, em kg de P, na saída do reservatório;
- c) fósforo mineral in: fósforo inorgânico, em kg de P, na entrada do reservatório;
- d) fósforo mineral out: fósforo inorgânico, em kg de P, na saída do reservatório.



A estimativa da capacidade assimilativa do corpo d'água faz parte do processo de rotina do modelo, que a considera para obter a concentração de saída de fósforo do reservatório.

O presente estudo não teve como finalidade avaliar a eficiência do modelo SWAT tampouco desenvolvê-lo a nível de detalhe, e sim mostrar sua potencialidade, utilizando-o apenas como uma ferramenta para aplicação da metodologia TMDL, como acontece nos Estados Unidos, país onde ambos foram desenvolvidos. Para um estudo mais prático em relação ao desempenho do SWAT seria necessário um maior entendimento de seu funcionamento e informações de entrada mais detalhadas, fatores que complicariam e atrasariam o cumprimento do objetivo deste trabalho.

#### 4.3.3 Aplicação do Processo TMDL

O processo TMDL foi desenvolvido em dois cenários de simulação:

- a) uso atual do solo, denominado de cenário A;
- b) uso admitindo fontes pontuais que causem o aumento de entradas de carga de fósforo no Reservatório Piraquara II, denominado de cenário B.

Adotou-se o procedimento de alocação de cargas para o poluente fósforo no reservatório Piraquara II, conforme descrito a seguir.

O primeiro passo foi a determinação das condições de P à montante, isto é a entrada com dados da carga de fósforo proveniente do Reservatório Piraquara I.

Em seguida determinou-se a exportação de cargas para as fontes pontuais e para as fontes difusas. No caso do cenário A, simulação de uso atual do solo, existiram somente fontes difusas de carga de fósforo, provenientes da aplicação de fertilizante e esterco na agricultura e do escoamento superficial. Em todos os cenários adotou-se o sistema de cultivo convencional para a cultura do milho com uma aração e duas gradagens, no mês de agosto; uma adubação orgânica com 50 kg/ha de esterco bovino no mês de agosto; uma adubação química com aplicação de 350 kg/ha de adubo formulação 4-14-8 e plantio no mês de setembro.

No cenário B, simulação de uso admitindo o aumento de cargas de fósforo, foi estabelecida a introdução de duas fontes pontuais de poluição: uma indústria de processamento de alimentos e uma descarga pontual de esgoto urbano (ver fig. 14). Com base em dados de literatura (VON SPERLING, 1996) foi adotada para a indústria de processamento de alimentos uma vazão média de efluente de 380 m<sup>3</sup>/dia, uma carga de P orgânico de 29,6 kg/dia e de P inorgânico de 9,8 kg/dia. Para a descarga pontual de esgoto admitiu-se uma vazão efluente de 500 m<sup>3</sup>/dia, uma carga de P orgânico de 5 kg/dia e de P inorgânico de 10,6 kg/dia correspondente a um aumento de 3 vezes da população atual da bacia. Em ambos os casos, admitiu-se uma vazão constante ao longo do ano.

Outros dados de entrada do modelo consistiram em dados gerais da bacia, dados de cada tipo de solo e dados de cada tipo de uso do solo. Os mapas (projeção UTM e datum SAD 69) e os dados requeridos foram compilados por Jacobs (2002), acrescentados de outros quando necessário. A edição dos mapas necessários foi feita pelo sistema de informações geográficas *ArcView*, versão 3.2, com o módulo *Spatial Analyst* 1.1. A partir dos mapas, a geração dos dados de entrada do modelo foi feita através de uma interface do *ArcView*, na forma da extensão *Avswat*.

Abaixo são descritos os requisitos e passos principais utilizados para rodar o modelo (ROLOFF & SZCZYPIOR, 2003).

A morfometria da bacia foi baseada em um modelo numérico do terreno (MNT), gerado a partir da digitalização, edição, ajustes e poligonização de 37 cartas planialtimétricas na escala 1:10.000, produzidas pela Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba (COMEC). O MNT, com escala e elevação em metros, foi produzido pelo método da distância inversa ponderada, no formato malha (grid) do *ArcView*, com tamanho de célula arbitrado em 25m, também adotado para os demais mapas.

A separação em sub-bacias foi feita pelo programa, a partir da especificação arbitrária do tamanho mínimo da sub-bacia de 50 ha, que resultou na divisão de 27 sub-bacias (fig. 14).

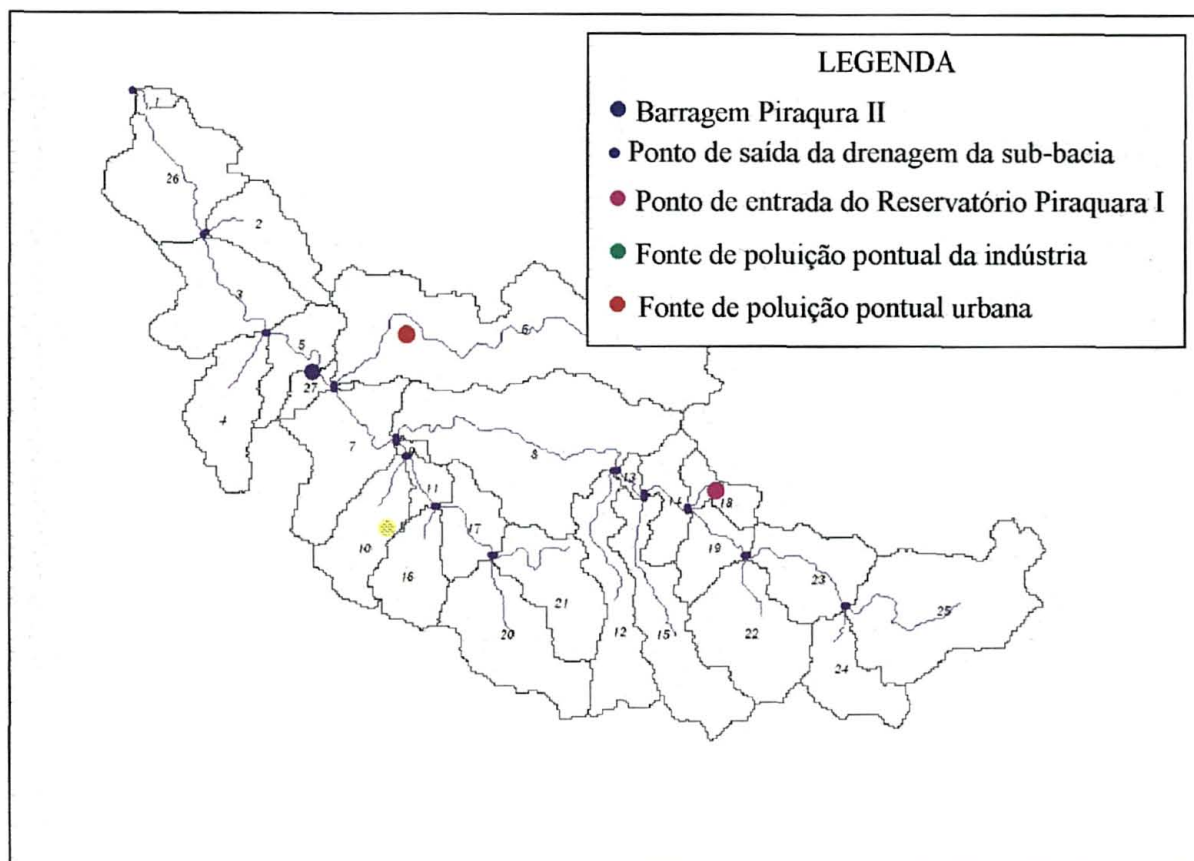


FIGURA 14 - SUB-BACIAS RESULTANTES NA SIMULAÇÃO MATEMÁTICA E PONTOS DE ENTRADA E SAÍDA DE DADOS

A extensão *Avswat* pode determinar a hidrografia usando o MNT. Contudo, a hidrografia foi adicionada como tema aparte porque existem áreas de várzea ao oeste da bacia em estudo e, nestes casos, o *Avswat* normalmente tem dificuldades em determinar a localização correta dos rios. Também foram acrescentados o reservatório Piraquara II, a entrada de dados do reservatório Piraquara I e as fontes pontuais de poluição.

O mapa dos solos compilado por Jacobs (2002) foi resultado da conjugação e edição de dois mapas na escala 1:300.000 (mapas de solos do Sudeste e do Litoral do Paraná) e um mapa na escala 1:600.000 (mapa de solos do Estado do Paraná), ambos gerados pela EMBRAPA/IAPAR. As manchas finais dos diversos solos foram melhor definidas através do cruzamento das manchas originais com um mapa de classes de declividade originado a partir do MNT, e com um mapa geológico da região metropolitana de Curitiba. Atributos das classes de solos requeridos pelo SWAT,

como profundidade efetiva, espessura e número de horizontes, teor de carbono e textura, foram retirados de EMBRAPA (1984). Como existem dados para apenas uma pequena minoria dos solos da bacia, para os demais os valores foram estimados a partir de similaridades em textura, grupo e material de origem com aqueles dados disponíveis. A partir destes dados, a retenção de água e condutividade hidráulica saturada dos solos foi calculada pelo programa *Splintex*. Atributos como erodibilidade e classe hidrológica foram estimados a partir da experiência dos autores, para todos os solos (ROLOFF & SZCZYPIOR, 2003).

O mapa de uso de solo foi obtido de CONSÓRCIO PARANÁSAN (2000) e transformado para o formato malha do *ArcView* e teve sua tipologia original alterada para tipologias padrão do SWAT, conforme mostra o quadro 9. Os parâmetros das tipologias do SWAT, que governam seus efeitos sobre a hidrologia de superfície e a erosão, foram os padrões do modelo.

QUADRO 9 - TIPOLOGIAS DE USOS DO SOLO

TIPOLOGIA ORIGINAL	TIPOLOGIA UTILIZADA PELO SWAT
Floresta	Floresta perenifólia
Várzea/campo de inundação	Várzeas sem mata
Reflorestamento	Povoamento de pinus
Campo seco/pastagem	Campo com vegetação rasteira
Agricultura	Agricultura em linha
Lagoas naturais e artificiais	Áreas inundadas
Áreas Urbanas	Urbana de baixa densidade

Os dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima, de duas estações climatológicas: Pinhais e Mananciais da Serra (Paraná), para o período do teste (1984 - 2002), foram obtidos dos arquivos do SIMEPAR. Estes dados foram submetidos ao programa *Wxparm*<sup>1</sup> para a determinação dos parâmetros estatísticos mensais necessários, como média, desvio padrão, probabilidade de um dia de chuva ser seguido por outro dia de chuva e outros. Estes parâmetros são necessários para preencher dados faltantes da série histórica, para testes que usam dados pretéritos, ou

<sup>1</sup> [www.brc.tamus.edu/epic/index.html](http://www.brc.tamus.edu/epic/index.html)

para simular um clima futuro com a mesma variabilidade do clima pretérito, nos testes de cenários futuros (ROLOFF & SZCZYPIOR, 2003).

Para calibração do modelo, foi realizada a comparação entre dados estimados pelo modelo com os dados efetivamente medidos. De acordo com NEITSCH et al. (2002a), para o SWAT é recomendado priorizar na validação parâmetros hidrológicos antes de parâmetros de qualidade da água, uma vez que a hidrologia de superfície é o grande fenômeno controlador no modelo. Deste modo, comparou-se os dados de vazão, em termos de médias anuais de 1998 a 2002, estimados pelo modelo com aqueles medidos na estação 65004995 da SUDERHSA na PONTE PR 415, localizada próxima a foz do rio Piraquara. Realizou-se, então a calibração do parâmetro vazão que resultou em uma correlação entre os dados medidos e estimados de 0,82.

Não foi possível a calibração por meio dos dados de concentração de P no corpo d'água devido à falta de dados de vazão e a falta de uma frequência mensal na série histórica de dados fornecidos pelo IAP (ver tab. 8). Estes dados, foram obtidos por amostragem com tempos longos (meses) entre amostragens. Tais condições de isolamento temporal dificilmente são reproduzidas por um modelo de longo prazo como o SWAT.

Aplicou-se então o modelo SWAT, na simulação dos cenários A e B para um período de 10 anos, 1998 a 2008. Considerou-se que o reservatório Piraquara II entrou em operação no ano de 2004 e a análise dos resultados foi realizada para o ano de 2006, de modo a descartar a influência do enchimento do reservatório na concentração de P e por este ano apresentar uma precipitação anual de 1390 mm, valor próximo a média anual de 1376 mm registrada na estação de Pinhais para o período de 1970 a 2002. Segundo USEPA (2000) a análise de reservatórios, quanto a seu estado trófico, só pode ser feita adequadamente após o período transiente de estabilização, pelo qual passam todos os novos reservatórios. O seu nível inicial de produtividade depende das características da área inundada e do tratamento a ela dado (remoção da vegetação por corte, por queima, etc.) anteriormente à inundação.

Avaliou-se então o atendimento do padrão de concentração de P (mg/L) na entrada do reservatório Piraquara II, considerando como P total a soma do P orgânico e do P mineral.

Analizou-se também a exportação de carga anual de P total da bacia para cada uso do solo (em kg/ha e kg/ano) e a exportação mensal da carga de P total (em kg/ha), considerando como P total a soma de P orgânico, P solúvel e P ligado ao sedimento.

O não atendimento do padrão implicou em uma nova simulação adotando-se ações de controle para redução da concentração de P no reservatório.

Finalmente o TMDL foi dado pela carga necessária para alcançar o padrão estabelecido neste estudo.

A aplicação de todas as etapas do processo TMDL não foi possível no presente estudo, pois algumas das etapas, como a de identificação de corpos d'água de qualidade limitada, exigiriam a consolidação do processo a nível regional e outras, como a implementação e avaliação das ações de controle, exigiriam um período de estudo mais longo e o investimento de recursos financeiros; não compatíveis com o escopo deste trabalho.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O presente estudo visou identificar as condições de qualidade da água no futuro Reservatório Piraquara II, por meio do estabelecimento de TMDL (total maximum daily load) para o poluente fósforo. O propósito deste TMDL foi analisar a qualidade da água no que diz respeito ao parâmetro fósforo e indicar medidas para proteger o uso preponderante do reservatório Piraquara II, o abastecimento público.

### 5.1 APLICAÇÃO DO PROCESSO TMDL

#### 5.1.1 Primeira Etapa - Identificação do Corpo d'água de Qualidade Limitada

A identificação do Reservatório Piraquara II, localizado na Região Metropolitana de Curitiba, como objeto de estudo para aplicação do processo TMDL foi devido à ocorrência de eutrofização em reservatórios destinados ao abastecimento público da Região Metropolitana de Curitiba, como do Passaúna e do Iraí em 2001.

Dados do IAP referentes ao período de maio de 1991 a outubro de 2002 na estação AI 41, localizada no rio Piraquara (anexo 2), mostram uma relação média N/P de 12/1. No reservatório Piraquara I a relação média para o período de março de 1995 a julho de 2002 (anexo 2) foi de 18/1 e o valor de P total médio foi de 0,023 mg/L. Estas relações de N/P indicam uma limitação por fósforo para ocorrência de eutrofização nos corpos d'água da bacia hidrográfica do rio Piraquara. Segundo WETZEL (1981); HORNE & GOLDMAN (1994) e USEPA (2000) numa relação de  $N/P > 10$ , considerada-se que o fósforo limita o crescimento do fitoplâncton.

Segundo o IAP (1999), o rio Piraquara encontra-se dentro dos padrões de qualidade da água para seu enquadramento, que corresponde à classe 2 da Resolução CONAMA 20/86. No entanto, o nutriente fósforo, que é o limitante na ocorrência de eutrofização nesta região, não foi considerado no processo classificação realizado pela instituição, devido às repetidas violações de padrão (0,025 mg/L), encontradas no

estado do Paraná (ver seção 4.2.10). Estas violações do limite estabelecido para o fósforo pela Resolução CONAMA 20/86 são freqüentes em corpos d'água de todo o território brasileiro, demonstrando que a legislação é muito restritiva em relação ao nutriente. Devido à este fato, VON SPERLING (1996) recomenda que seja feita uma revisão dos limites presentes na resolução.

Os resultados das análises de amostras de água (ver anexo 3) coletadas na bacia em novembro de 2002 apresentaram valores de fósforo total muito elevados (tab. 10), acima do valor permitido pela Resolução CONAMA 20/86.

TABELA 10 – RESULTADOS DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA PARA FÓSFORO TOTAL

AMOSTRA	LOCAL	FÓSFORO TOTAL (mg/L)
01	Rio Piraquara – saída da represa	0,12
02	Rio Campestre	<0,10
03	Rio Piraquara- ponte rua Nova Tirol	0,37
04	Rio Piraquara –ponte rua Inglesa	0,17
05	Rio Botiatuva	0,27
06	Rio Campinaíva- bairro Laranjeiras	0,26
07	Rio Piraquara – ponte estrada da Roseira	0,23

Estes valores são superiores às concentrações de fósforo total de 0,01 mg/L, nos períodos mais secos, e de 0,050 mg/L nos períodos mais chuvosos, encontrados por MARQUES (2000) em 9 pontos de coletas de amostras de água nos rios da bacia do Rio Piraquara durante o período de novembro de 1998 a setembro de 1999.

Igualmente são superiores à média de fósforo total (fosfato total) de 0,040 mg/L registrada pelo IAP na estação AI 41, no período de maio de 1991 a outubro de 2002 (tab. 10). O valor máximo medido neste período foi de 0,183 mg/L em fevereiro de 1991 e o mínimo de 0,002 em junho de 1997 (fig. 15).

Como observa-se na tabela 11 não existe uma freqüência periódica de amostragens, dificultando uma análise mais detalhada do comportamento do parâmetro fósforo ao longo dos meses do ano. Comportamento este, que é extremamente variável e complexo, dependente de fatores como ocorrência de precipitação, época de desenvolvimento da cultura agrícola, aplicação de fertilizantes químicos e orgânicos, além de outros fatores descritos na seção 2.3.



TABELA 11 - CONCENTRAÇÕES DE FOSFATO (mg/L) OBTIDAS PELO IAP – ESTAÇÃO AI 41, NO PERÍODO DE MAIO DE 1991 A OUTUBRO DE 2002

ANO	MESES											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1991	-	-	-	-	0,031	-	-	-	0,040	-	-	0,084
1992	-	0,183	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1993	-	-	-	-	-	-	-	-	0,060	-	-	-
1994	0,031	-	-	-	-	-	-	0,018	-	-	-	-
1995	-	-	0,029	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1996	-	0,007	0,034	0,031	0,016	0,010	0,010	0,033	0,010	0,025	-	0,027
1997	-	-	0,058	0,009	-	0,002	0,033	-	0,067	0,058	0,028	-
1998	-	-	0,034	0,020	-	0,031	-	0,026	-	-	-	-
1999	-	0,032	-	-	0,021	-	0,019	-	-	-	-	-
2000	-	-	0,027	-	0,033	0,005	0,084	-	-	-	0,062	-
2001	-	-	-	-	-	-	0,025	-	-	0,021	-	0,021
2002	-	-	-	0,028	-	0,014	0,009	0,014	0,035	0,038	-	-
Média	0,031	0,02	0,036	0,022	0,023	0,01	0,03	0,02	0,04	0,04	0,045	0,024

NOTAS: \* valores acima do permitido pela Resolução CONAMA 20: fosfato total < 0,025 mg/L  
Setembro de 1997: média de duas amostragens (0,074 e 0,060 mg/L)

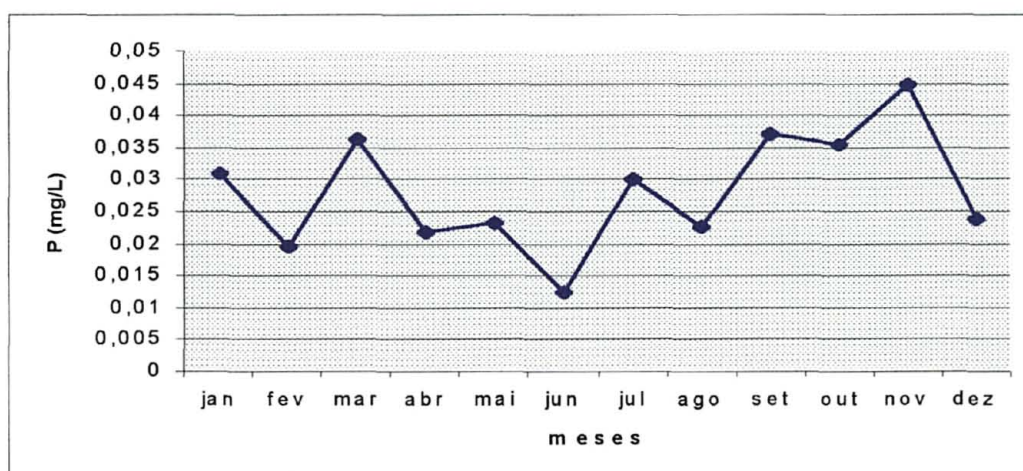


FIGURA 15 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA MENSAL DE FOSFATO (mg/L) OBTIDA PELO IAP NA ESTAÇÃO AI 41, NO PERÍODO DE MAIO DE 1991 A OUTUBRO DE 2002

A grande variabilidade nas concentrações de P total nos corpos d'água verificada na bacia do rio Piraquara, de várias ordens de magnitude, é uma das características de fontes de poluição difusas, como é o caso da agricultura. A maioria dos impactos severos causados por este tipo de fonte de poluição acontece após eventos de chuva, trazendo como consequência concentrações do poluente imprevisíveis e extremamente variáveis (USEPA, 1997).

Os teores de P no solo (tabela 12) são baixos (SBCS, 1995), portanto a obtenção de altas concentrações de fósforo total nos corpos d'água pode ter sido

devido à época de coleta das amostras de água, realizada em uma semana de período chuvoso do mês de novembro, quando muitas áreas ainda estavam desprovidas de vegetação em função do início do estágio de desenvolvimento da cultura do milho. Este fato eleva o carregamento de P proveniente da adubação química e orgânica das áreas descobertas, através do escoamento superficial provocado pelas chuvas.

TABELA 12 - RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLOS

Amostra	pH	Al	H+Al	Ca+Mg	Ca	K	T	P	C	pH	V
	CaCl <sub>2</sub>	Cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup>						mg/dm <sup>3</sup>	g/dm <sup>3</sup>	SMP	%
01. pastagem	4,10	2,7	9,00	1,50	0,80	0,13	10,63	1,0	36,5	5,2	15,3
02. milho	4,40	1,1	9,00	4,60	2,50	0,11	13,71	4,9	34,1	5,2	34,3
03. mata	4,00	4,0	11,30	4,00	2,10	0,42	15,72	4,5	36,5	4,9	28,1
04. reflorestamento	4,50	0,7	7,80	5,40	3,60	0,11	13,31	7,0	35,3	5,4	41,4
05. milho	5,30	0,0	5,00	10,10	6,00	0,14	15,24	4,6	37,1	6,0	67,2
06. várzea	4,30	2,0	11,10	2,20	1,20	0,18	13,48	7,6	55,2	5,1	17,6

Segundo GBUREK et al. (2000) e SHARPLEY et al. (2000) para o P causar um problema ambiental, deve haver uma fonte de P (ex. altos níveis no solo, esterco ou aplicações de fertilizantes) e o P deve ser transportado a um local sensível (ex. lixiviação, escoamento superficial, erosão). Os maiores problemas acontecem onde estes dois fatores estão juntos.

Segundo TAYLOR (1980); HAYGARTH & SHARPLEY (2000); SIMARD et al. (2000); PIETILAINEN & REKOLAINEN (1991); SHARPLEY et al. (2000) e SIMARD et al. (2000) o P é transportado principalmente associado às partículas de solo e de matéria orgânica erodida, corroída durante eventos de chuva. SHARPLEY et al. (2000) constataram que perdas de fósforo medidas em delineamentos à campo e em escala de bacia em concentrações limnologicamente significantes ( $P > 0,1$  mg/L) podem freqüentemente acontecer na água de drenagem, particularmente durante eventos de alta vazão e/ou seguindo a aplicação de fertilizantes ou esterco.

Neste contexto, devido às altas concentrações de P verificadas nos corpos d'água da bacia, identificou-se que o futuro reservatório Piraquara II será um corpo d'água ameaçado pela **introdução de fósforo**, aqui considerada como **causa da degradação**, proveniente da **fonte de degradação: atividade agropecuária**, que é predominante na área de estudo.

### 5.1.2 Segunda Etapa - Escolha de Objetivos e Priorização

Considerou-se como prioridade a realização do TMDL no reservatório Piraquara II, por tratar-se de um corpo d'água de fundamental importância para o futuro abastecimento público da Região Metropolitana de Curitiba (SANEPAR, 1992). Conforme descrito na seção 2.2.1.4, o comprometimento de suas águas devido à ocorrência de eutrofização poderia trazer complicação para este uso essencial da água, como odor e sabor desagradáveis, entupimento de filtros e problemas à saúde da população (BRANCO, 1991; NOGUEIRA, 1991; PORTO et al., 1991; SHARPLEY et al., 2000).

Portanto, o objetivo principal da realização deste TMDL foi quantificar a carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II de modo a prevenir a ocorrência de eutrofização.

Para isso, estabeleceu-se que, quando os valores de concentração de fósforo total no reservatório Piraquara II estivessem na faixa de 0,025 a 0,10 mg/L haveria eutrofização, baseado em VON SPERLING (1996) (ver seção 2.3.2). A adoção de uma faixa de valores e não de um único valor padrão de concentração de fósforo total para ocorrência de eutrofização foi devido à grande amplitude de valores de concentração propostos por diversos autores e a difícil generalização de dados de um corpo d'água para outro.

### 5.1.3 Terceira Etapa - Desenvolvimento do TMDL

Por meio da aplicação do modelo matemático SWAT nas simulações do cenário de uso atual (cenário A) e de uso admitindo fontes pontuais que causem o aumento de entradas de carga de fósforo no Reservatório Piraquara II, (cenário B) para o ano 2006, foi possível analisar o comportamento do parâmetro em relação à:

- a) carga de fósforo total (Pt) exportada dos diferentes usos do solo na bacia hidrográfica, em kg/ha.ano e em kg/ano; e
- b) concentração de Pt na entrada do Reservatório Piraquara II, em mg/L.

Como resultado das simulações (anexo 4), obteve-se no ano de 2006 uma concentração média de fósforo total na entrada do reservatório Piraquara II de 0,039 mg/L para o cenário A (valor similar à média anual obtida pelo IAP para o período de maio de 1991 a outubro de 2002); e de 0,053 mg/L para o cenário B.

A concentração média anual de Pt obtida em ambos os cenários está entre 0,025 a 0,10 mg/L faixa de valores admitida neste estudo como vinculada à lagos eutróficos na relação entre a produtividade de lagos e a concentração de fósforo (VON SPERLING, 1996).

A concentração mensal no reservatório em 75% e 100% dos meses do ano de 2006, respectivamente para o cenário A e B, esteve entre a faixa limite (anexo 4 – tab. 1). Portanto, em ambas as simulações a concentração de P total no reservatório Piraquara II precisou ser reduzida através da alocação de cargas para as diferentes fontes de P.

As condições críticas, como mostra a figura 16, ocorreram nos meses mais chuvosos, de maio e de novembro (fig. 17), nos quais as concentração chegaram, respectivamente, a 0,064 e 0,073 mg/L para o cenário A e; 0,085 e 0,094 para o cenário B.

Ao comparar o gráfico de precipitação (fig. 17) com o gráfico de exportação de cargas de fósforo total da bacia (fig. 18) verifica-se que em maio e novembro, com precipitações de 183 e 170 mm, respectivamente; também ocorreram as maiores exportações de carga de Pt, de 0,156 e 0,223 kg/ha, respectivamente.

O maior aumento de exportação de carga no mês de novembro em relação à maio explica-se pelo fato de novembro ser um período de cultivo de milho, estando as terras com maiores quantidades de adubos, químicos e orgânicos, contendo P, os quais são carregados com a água da chuva em períodos de alta precipitação. Já em maio, apesar da alta precipitação foi menor quantidade de P no solo, disponível para ser carregado, pois este é um período no qual a terra não é cultivada, tampouco adubada.



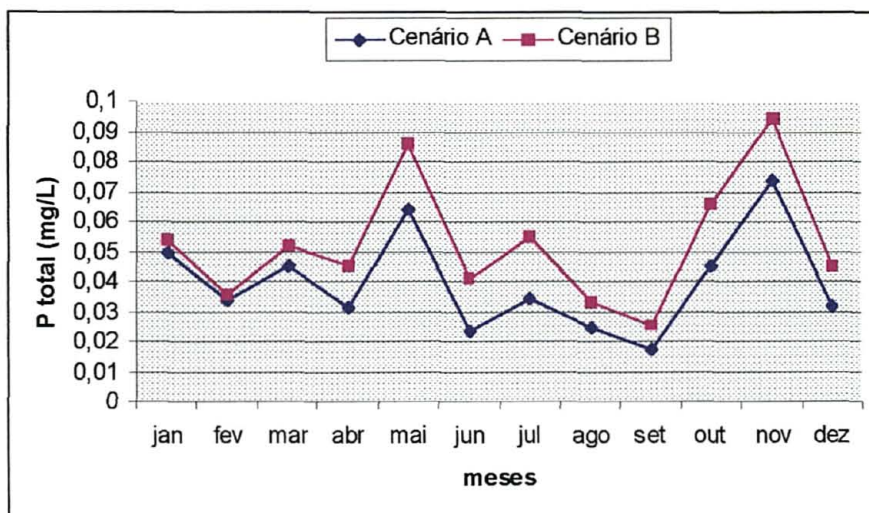


FIGURA 16 - CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, OBTIDA PARA O ANO DE 2006, NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A E B

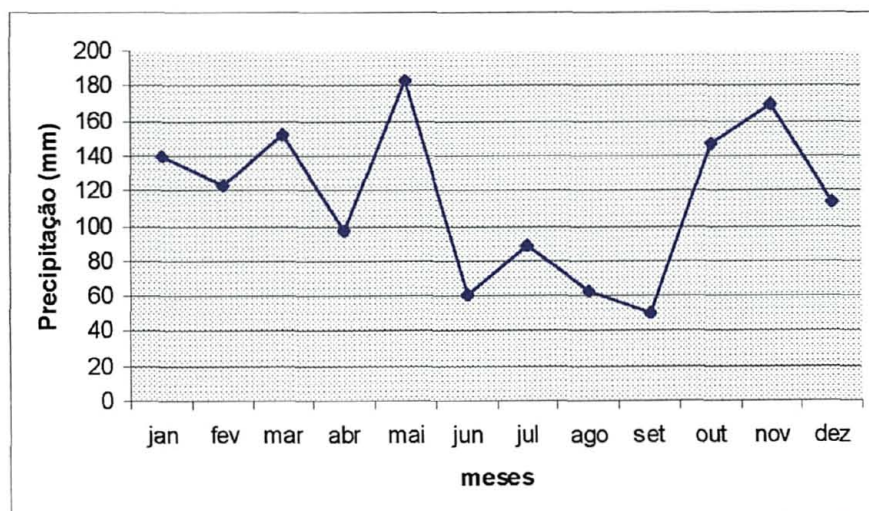


FIGURA 17 - PRECIPITAÇÃO SIMULADA PARA O ANO DE 2006

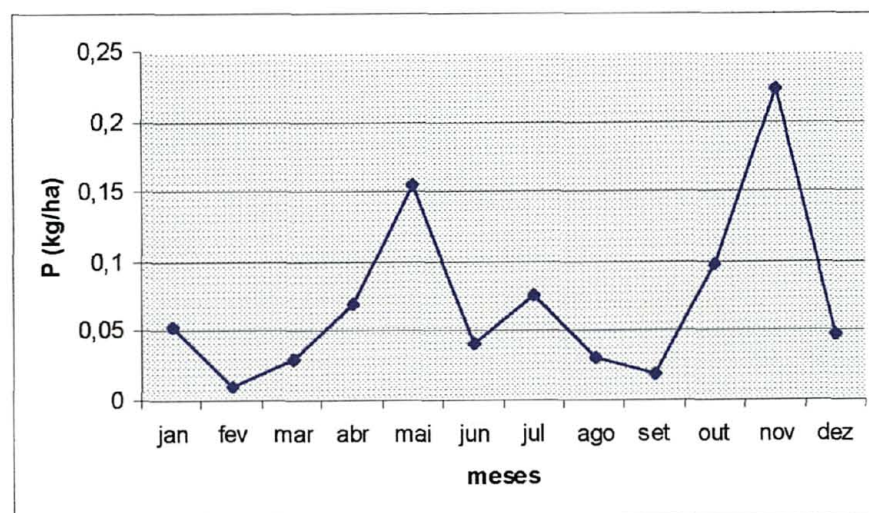


FIGURA 18 - EXPORTAÇÃO DE CARGA DE P TOTAL NA ÁREA DE DRENAGEM DE CONTRIBUIÇÃO AO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, CENÁRIOS A E B

Segundo TAYLOR (1980); HAYGARTH & SHARPLEY (2000); SIMARD et al. (2000) o fósforo é removido do solo principalmente pela erosão, junto às partículas de solo. Sendo que, a quantia de material sólido capaz de entrar no escoamento superficial depende da intensidade da chuva e da quantia e energia da água de escoamento superficial, juntamente com outros fatores como a fixação química e física entre vários componentes sólidos (RYDEN et al., 1973).

Intensivos monitoramentos em bacias hidrográficas com pequenas propriedades agrícolas na Inglaterra mostraram que a aceleração das perdas de P ocorrem somente naqueles meses onde a taxa de vazão excede certos limites (ex. chuva de 80 mm resulta em uma perda de P de 1,5 kg/ha). O P adicional é altamente relacionado às partículas de solo que não são transportadas em chuvas de baixa intensidade (WITHERS et al., 2000).

Os resultados mostraram uma maior exportação de P orgânico aderido ao sedimento, representando em média 87,6% da exportação do P total. Segundo BARBER (1984) e FIXEN & GROVE (1990) o P orgânico é um importante reservatório para o P do solo, sua participação no P total geralmente varia entre 25 a 75%, em casos extremos estes limites podem estender-se até 3 e 85% (FASSBENDER & BORNEMISZA, 1987). Esta variação na distribuição percentual de P orgânico em relação ao P total, depende de vários fatores, tais como: material de origem, grau de evolução pedogenética dos solos, conteúdo de carbono e ação dos componentes climáticos (WALKER & SYERS, 1976; KEENEY & WILDUNG, 1977; SHARPLEY et al., 1987).

O P particulado ou aderido ao sedimento inclui o P associado às partículas de solo e de matéria orgânica erodida de alto peso molecular, corroída durante eventos de vazão e constitui a proporção principal de P transportada da maioria de terras cultivadas (60-90%) (PIETILAINEN & REKOLAINEN, 1991; SHARPLEY et al., 2000; SIMARD et al., 2000). Neste estudo o P particulado, ao qual se referem os autores, inclui o P orgânico e o P adsorvido ao sedimento, pois ambas as formas são transportadas aderidas ao sedimento.

As exportações de fósforo total provenientes dos diferentes usos do solo nos dois cenários de simulação foram as mesmas (tab. 13), pois foram cargas provenientes de fontes difusas, e o que determinou o aumento de carga no cenário de simulação B foi a introdução de fontes de poluição pontuais, ou seja os efluentes de uma indústria e de uma estação de tratamento de esgoto.

TABELA 13 - EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO NOS DIFERENTES USOS DO SOLO, NO ANO DE 2006, NOS DOIS CENÁRIOS DE SIMULAÇÃO

USO DO SOLO	QUANTIDADE EXPORTADA DE FÓSFORO (kg/ano)	
	CENÁRIO A	CENÁRIO B
Agricultura	4.617,72	4.617,72
Várzea	89,37	89,37
Campo/Pastagem	86,87	86,87
Floresta	14,00	14,00
Reflorestamento	1,27	1,27
Efluente Industrial	-	14.381,00
Efluente Urbano	-	5.694,00
TOTAL	4.809,23	24.884,23

A carga de Pt exportada da bacia no ano de 2006 foi de 0,859 kg/ha, valor acima do nível permissível de 0,7 kg/ha.ano e abaixo da carga perigosa de 1,3 kg/ha.ano considerados por VOLLENWEIDER (1968) para entradas de Pt em lagos de profundidade média de 5 m, como é o caso do Reservatório Piraquara II, de modo a manter a produtividade a níveis considerados não prejudiciais à qualidade da água.

A maior exportação de carga foi na área de agricultura de 3,466 kg/ha.ano de P total (ver tabela 16). Segundo PIONKE et al. (1997) em muitas bacias agrícolas, a maioria das exportações anuais de P vem de uma pequena área da paisagem somente em alguns eventos de chuva. Por exemplo, mais de 75% da descarga anual de água de bacias em Ohio (EDWARDS & OWENS, 1991) e Oklahoma (SMITH et al., 1991) ocorreram durante um ou dois eventos de chuva severos. Estes eventos contribuíram acima de 90% da exportação anual de P total (0,2 e 5,0 kg/ha.ano).

A carga de P total exportada da área de agricultura (3,466 kg/ha.ano) pode ser considerada como alta de acordo com o valor de 0,5 kg/ha.ano para áreas agrícolas sugerido por VON SPERLING (1985), após compilação de diversos dados, segundo

variadas fontes e origens. No entanto, a amplitude de valores obtidos por diversos autores é grande, conforme descrito a seguir.

SCHUMAN, et al. (1973) aplicaram P na taxa recomendada de 339 kg/ha em Treynor, Iowa e 2,5 vezes a taxa, para plantio em curva de nível de milho e pasto. A perda média de P para a fertilização normal e em excesso, num período de três anos foi de 0,691 e 1,221 kg/ha.ano. Eles dividiram as perdas de P, em P em solução e compostos agregados de P. O P em solução para a fertilização normal e em excesso foi em média de 0,110 e 0,171 kg/ha por ano e os compostos agregados de P em média 0,581 e 1,050 kg/ha.ano.

HANWAY & LAFLEN (1974) verificaram num estudo em quatro propriedades no Iowa que a perda de P total média via escoamento superficial por 3 anos foi de 0,72 kg/ha.ano. BEGSTON et al. (1988) avaliaram o efeito das perdas de P na produção de milho em Louisiana por 5 anos. A perda de P total pelo escoamento superficial para solos não drenados foi em média de 7,8 kg/ha.ano. Quando os solos foram drenados a perda total de P diminuiu para 5 kg/ha.ano.

A carga de exportação de Pt na agricultura de 3,466 kg/ha.ano obtida neste estudo foi similar ao valor estimado por CHAMBERS et al. (2000) para exportação de fósforo a partir de um estudo de monitoramento de erosão em uma área na Inglaterra (tab. 14) para um solo com leve risco de erosão como é o caso da bacia do Rio Piraquara. Bem como, está dentro da faixa obtida por SHARPLEY et al. (1992) num estudo realizado em 20 bacias hidrográficas de Oklahoma e Texas com trigo em plantio direto e convencional, no qual obtiveram uma perda anual de P total variando entre 1,7 e 2,9 kg/ha.ano para o plantio direto e 2,8 a 14,9 kg/ha.ano para o plantio convencional.

Para confirmação da carga que é realmente exportada da bacia segundo os usos do solo seria necessário uma medição à campo. Esta medição permitiria verificar se os valores obtidos estão próximos aos valores reais. Caso não estivessem permitiriam a realização de uma calibração do modelo matemático.



TABELA 14 – EXPORTAÇÃO DE P DE ACORDO COM O RISCO DE EROÇÃO EM EXPERIMENTO REALIZADO NA INGLATERRA

RISCO DE EROÇÃO	EXPORTAÇÃO DE FÓSFORO (kg/ha)
Muito alto	28
Alto	6
Moderado	6
Leve	3

FONTE: CHAMBERS et al. (2000)

Segundo SHARPLEY et al. (2001) a quantificação à campo da perda de P no escoamento superficial proveniente de uma determinada área é difícil, devido à variações na intensidade da chuva, solo arado e cobertura vegetal.

#### 5.1.4 Quarta Etapa - Implementação do TMDL, por Ações de Controle

No presente estudo não foi realizada a análise de custos das ações de controle no entanto, é preciso considerar se as reduções nas cargas das fontes pontuais e difusas não são possíveis ou são de custo muito alto.

Como descrito na seção anterior, as concentrações de fósforo total no reservatório Piraquara II obtidas em ambos os cenários indicam a ocorrência de eutrofização, em relação à faixa limite de 0,025 a 0,10 mg/L, sendo necessário portanto, a adoção de medidas de controle para encontrar:

- a) para o cenário de simulação A: alocações de cargas (LA) para fontes difusas;
- b) para o cenário de simulação B: alocações de cargas para fontes difusas (LA) e alocações de águas residuárias (WLA) para fontes pontuais.

No cenário de simulação A, foram adotadas BMPs como medidas de controle para fontes difusas, de modo a encontrar as alocações de cargas (LA). Neste cenário as maiores contribuições de P ao corpo d'água foram provenientes da agricultura e como medida de controle para reduzir a erosão e o transporte de P até o reservatório adotou-se o plantio direto e a implantação de mata ciliar.

Foi adotada uma faixa de mata ciliar ao redor do reservatório com largura de 100 metros, seguindo a Resolução CONAMA 004/85, que determina que em áreas

rurais, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais com área acima de 20 ha serão consideradas como reserva ecológica e deverão ter largura mínima de 100 m (fig. 19).

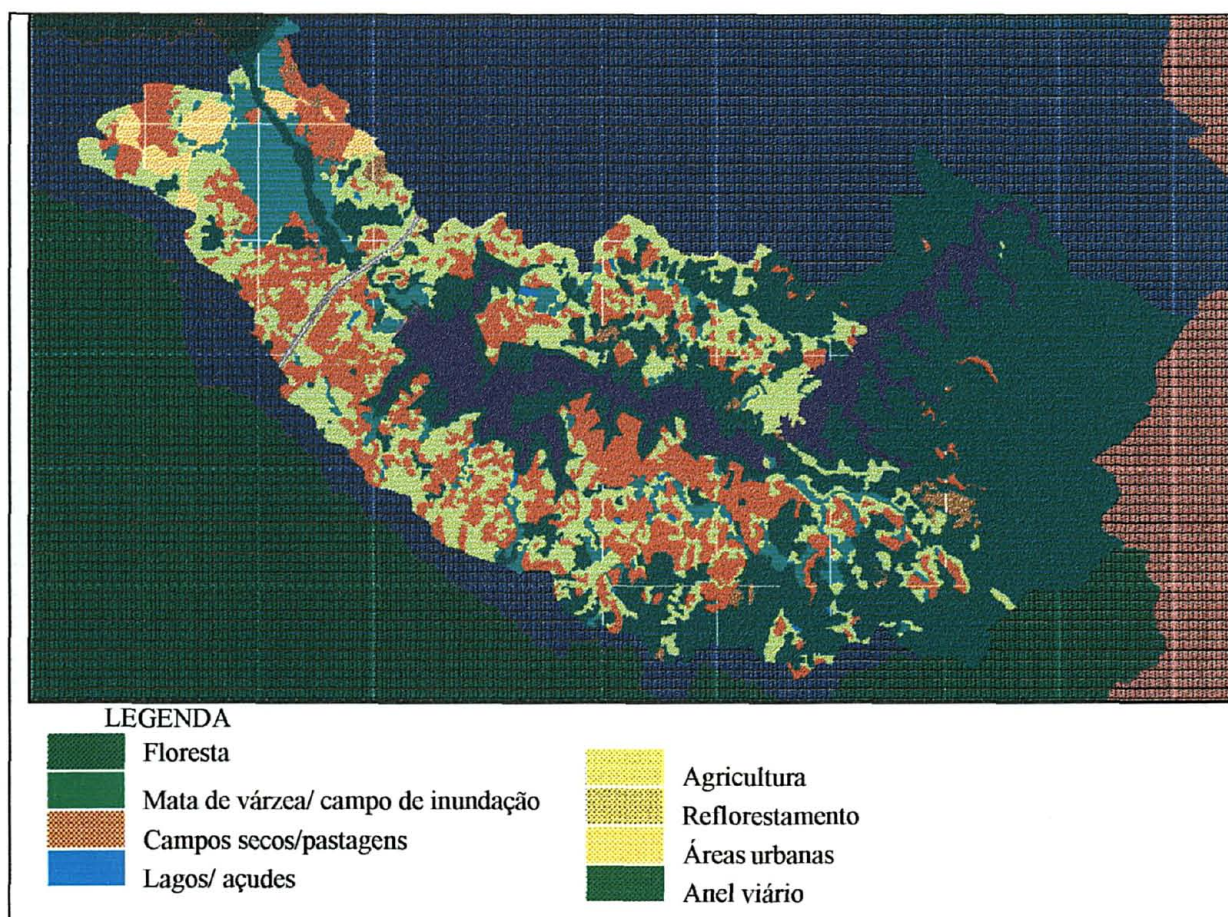


FIGURA 19 – USO DO SOLO APÓS A IMPLEMENTAÇÃO DA MATA CILIAR COMO MEDIDA DE CONTROLE PARA REDUZIR A CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II

A vegetação ciliar consiste em uma faixa de gramíneas, arbustos ou outro tipo de planta que atua como filtro, ou como um “sistema tampão” entre os terrenos mais altos e o ecossistema aquático, auxiliando no controle do ciclo de nutrientes através de seu impedimento ao escoamento superficial e a absorção de nutrientes do escoamento subsuperficial. Esta área impede ou dificulta o transporte de sedimentos para os canais de drenagem, contribuindo para a manutenção da qualidade da água.

UUSI-KAMPPA et al. (2000) em experimentos de campo com zonas tampão (mata ciliar) usadas para remover o P proveniente do escoamento superficial agrícola

na Finlândia, Noruega, Suécia e Dinamarca, obtiveram uma redução de 27 a 97% na carga total de P proveniente do escoamento superficial.

A outra ação de controle, o plantio direto, consiste em eliminar a vegetação existente sem retirá-la do local e realizar o plantio movimentando o solo o mínimo possível. Os efeitos do plantio direto são notáveis na redução das perdas por erosão, o que pode ser explicado pela quase eliminação das operações de preparo e cultivo, ocorrendo menor quebra mecânica dos agregados e mantendo a superfície do solo coberta em todo o ciclo vegetativo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1990). No plantio direto no mínimo 30% da superfície da área fica coberta após o plantio com resíduos de colheitas anteriores, reduzindo o impacto da gota da chuva e a velocidade do escoamento superficial (DALCANALE & PORTO, 1999).

No cenário B, foram adotadas as mesmas medidas anteriores para encontrar as alocações de carga (LA) e para encontrar as alocações de águas residuárias (WLA) foi adotado um tratamento de efluentes com eficiência de redução na concentração de P total efluente de 60 % tanto para a indústria de processamento de alimentos como para a fonte pontual urbana.

A carga proveniente do Reservatório Piraquara I, de 9,46 kg/dia de P total foi considerada como fonte de poluição incontrolável.

Desse modo, a redução da carga de fósforo exportada da bacia foi obtida através da implementação na simulação matemática das ações de controle aqui descritas. Sendo que após a adoção das medidas de controle, os cenários passaram a ser denominados de cenário A1 e cenário B1.

A adoção das medidas permitiu a redução da concentração de P total no reservatório Piraquara II, no ano de 2006 de 0,039 (cenário A) para 0,021 mg/L no cenário A1 e de 0,053 (cenário B) para 0,028 mg/L no cenário B1.

No cenário A1, a concentração mensal de P total no reservatório em 16,6% dos meses do ano de 2006 esteve entre a faixa limite para ocorrência de eutrofização. Já para o cenário B1 a porcentagem foi de 50% (anexo 4). As maiores concentrações



foram obtidas nos meses de maio e novembro, respectivamente, 0,037 e 0,055 mg/L para o cenário A1 e 0,045 e 0,060 mg/L para o cenário B1 (fig. 20).

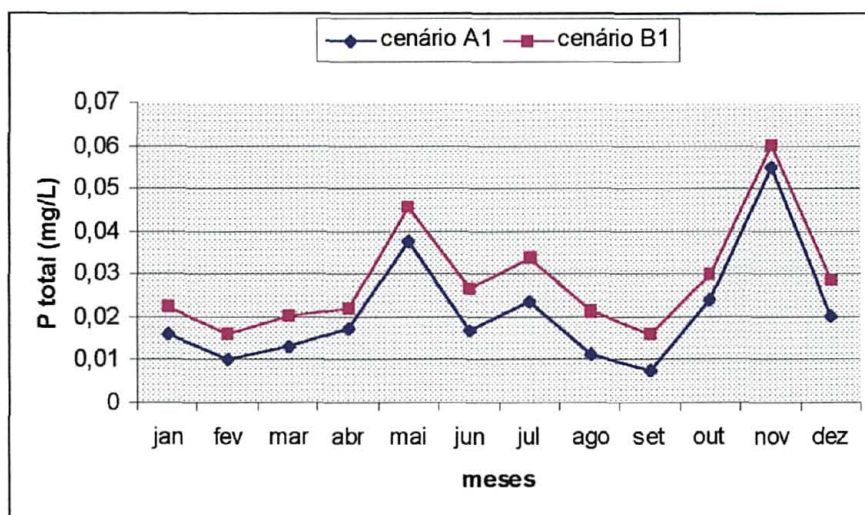


FIGURA 20 – CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, OBTIDA PARA O ANO DE 2006, NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A1 E B1

Para o cenário A1, levando em conta que somente em dois meses do ano a concentração excedeu o limite adotado como mínimo (0,025 mg/L) e devido a dificuldade de adoção de faixas rígidas entre valores mínimos e máximos e o nível de produtividade de um corpo d'água (VON SPERLING, 1996), considerou-se que os valores obtidos atendem o padrão e não ocasionarão eutrofização.

Para o cenário B1, seria necessário a adoção de um nível de tratamento de efluente mais elevados para as fontes pontuais, para poder satisfazer o padrão adotado no presente trabalho. Já que as cargas exportadas com um nível de tratamento de 60% (5.730,5 kg/ ano para o efluente industrial e 3.416,4 kg/ano para o efluente urbano) não permitiram alcançar os níveis de concentração de P total no reservatório para não ocorrência de eutrofização.

Sendo portanto que, para o cenário de uso atual, a alocação de cargas (LA) e o TMDL ficaram estabelecidos como mostra a tabela 15.

Ao comparar a tabela 15 com a tabela 13 verifica-se que a carga exportada da área agrícola (em medida de peso por ano) reduziu de 4.617,72 para 1.714,1 kg/ano de P total; esta redução foi proporcionada pela introdução do plantio direto.

TABELA 15 - ALOCAÇÕES DE CARGA DE FÓSFORO PARA OS USOS DO SOLO APÓS A ADOÇÃO DAS MEDIDAS DE CONTROLE (CENÁRIO A1)

USO DO SOLO	CARGA DE FÓSFORO
	(kg/ano)
Agricultura	1.714,1
Várzea	28,2
Campo/Pastagem	64,3
Floresta	14,5
Reflorestamento	1,1
<b>LA TOTAL</b>	<b>1822,2</b>
Efluente Industrial	-
Efluente Urbano	-
<b>WLA TOTAL</b>	<b>-</b>
<b>TMDL</b>	<b>1822,2</b>

A carga exportada da área de reflorestamento permaneceu praticamente constante; enquanto a carga exportada da área de várzea passou de 89,37 para 28,2 kg/ano; e da área de campo/pastagem de 86,87 para 64,3 kg/ano. Em ambos os casos a redução foi devido à substituição de áreas de várzea e pastagem, localizadas na faixa de 100 m ao redor do reservatório, pela floresta (mata ciliar), que é um uso que gerou uma menor carga exportada de P (0,006 kg/ha) em relação à várzea (0,104 kg/ha) e a pastagem (0,052 kg/ha), conforme mostra a tabela 16.

TABELA 16 – CARGA DE FÓSFORO TOTAL EXPORTADA NOS DIFERENTES USOS DO SOLO

USO DO SOLO	CARGA DE FÓSFORO TOTAL (kg/ha.ano)	
	Cenário A	Cenário A1
Agricultura	3,466	0,149
Várzea	0,159	0,104
Campo/Pastagem	0,058	0,052
Floresta	0,006	0,006
Reflorestamento	0,014	0,014

Já o pequeno aumento na carga exportada da área ocupada pela floresta foi devido ao aumento da área com uso de floresta (mata ciliar), aliado ao fato da floresta ser um uso que proporciona uma pequena exportação de fósforo.

Com a adoção das BMPs, a carga anual (em medida de peso por área) de P total exportada da área de drenagem de contribuição do reservatório Piraquara II passou de 0,859 para 0,325 kg/ha, representando uma redução de 62,2%.

A carga anual de P total exportada da área de agricultura reduziu de 3,466 para 1,494 kg/ha, isto significa que o plantio direto proporcionou uma redução de 56,9% na exportação da carga de P total.

O P orgânico representou em média 89,3% do P total exportado da bacia, valor semelhante ao obtido nas simulações sem a adoção de medidas de controle (87,6%). Este pequeno aumento na proporção do P orgânico em relação ao P total pode estar relacionado ao aumento de resíduos orgânicos resultante do plantio direto.

A adoção das medidas de controle resultou numa diminuição média mensal de 73,4 % na carga difusa de P total exportada da área de drenagem de contribuição do reservatório Piraquara II, como mostra a figura 21 (ver anexo 4 – tab. 5).

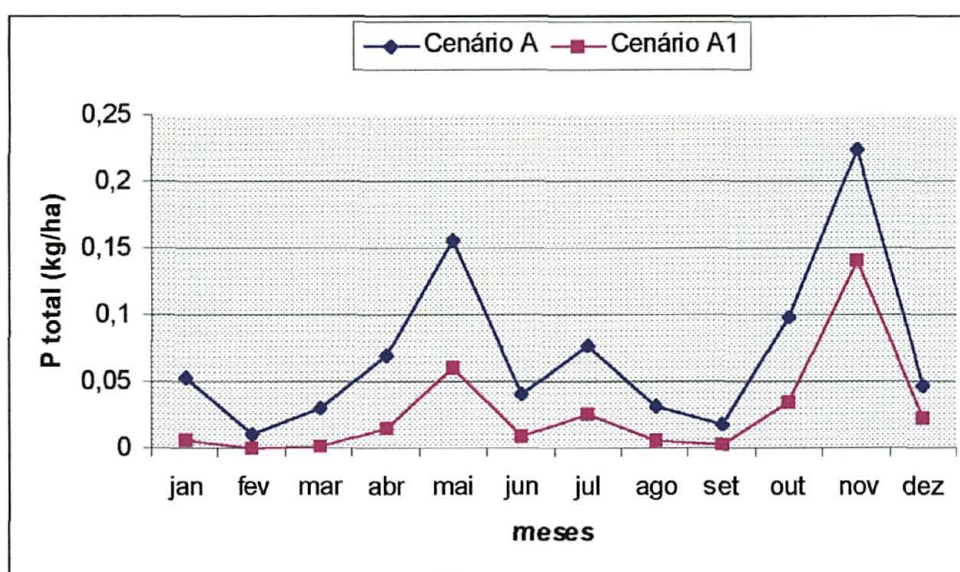


FIGURA 21 – CARGA DIFUSA DE P TOTAL EXPORTADA PARA O RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, NO ANO DE 2006 NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A E A1

Segundo NEITSCH et al. (2002b) o SWAT considera que o fósforo pode ser removido da lâmina d'água por sedimentação do P orgânico, o que reduz a quantia de P total no corpo d'água. Este fato foi verificado ao se comparar o valor da carga de Pt exportada no cenário A de 4.809,23 kg/ano (tab. 13) e no cenário B1 de 10.969,1 kg/ano com as respectivas concentrações resultantes no reservatório de 0,039 e 0,028 mg/L, onde a maior carga (10.969,10 kg/ano) resultou numa menor concentração no reservatório (0,028 mg/L). Esta não proporcionalidade entre as cargas exportadas e as

concentrações resultantes, foi devido à localização das fontes pontuais de descarga de efluentes (ver fig. 14) que são as maiores contribuidoras da carga total de P<sub>t</sub> exportada no cenário B1. Como estas fontes estão localizadas em afluentes do reservatório, houve uma assimilação (considerada pelo modelo matemático) do P total nestes corpos d'água antes da chegada dos mesmos ao reservatório, o que ocasionou a diminuição da concentração de P total na entrada do reservatório.

A meta de carga do TMDL para o P total obtida no presente trabalho para o cenário A (uso atual do solo) foi de 1.822,20 kg/ano, sendo necessário para obtê-la uma redução de 2.987,03 kg/ano na carga de P total. Para o cenário B (uso admitindo um aumento de carga) a meta de carga do TMDL não foi alcançada, sendo necessário a adoção de um nível de tratamento de efluentes acima de 60% para obtê-la.

O presente estudo de caso foi realizado em uma bacia Manancial onde são proibidas atividades ou empreendimentos que possam degradar os recursos naturais. Portanto, o cenário de simulação no qual admitiu-se uma fonte pontual de descarga de efluente urbano e outra de efluente industrial é hipotético e como demonstrou-se nos resultados da simulação do cenário B, sua introdução ocasiona um grande aumento na concentração de P total no reservatório (de 0,039 mg/L no cenário A para 0,053 mg/L no cenário B), fato que justifica a não permissão de introdução de atividades degradadoras em bacias mananciais.

Além disso, é mais barato tratar a causa da eutrofização, ou seja, impedir a introdução de atividades degradadoras, em lugar de seus efeitos (SHARPLEY et al., 2000).

#### 5.1.5 Quinta Etapa - Avaliação das Ações de Controle

Como última etapa do TMDL, não realizada no presente estudo, seria necessário a adoção de um programa de monitoramento para verificar se as melhorias na qualidade da água estão ocorrendo conforme o esperado, se é necessário uma reavaliação e se novas medidas de controle devem ser tomadas.

Os dados do monitoramento seriam usados para avaliar a efetividade da implementação de BMPs e para analisar se a realização da meta definida de concentração de P total no reservatório resulta realmente na não ocorrência de eutrofização. Outro fator a considerar nesta etapa é que muitos lagos rasos, como é o caso do reservatório Piraquara II, que possuirá uma profundidade média de 3 metros, uma vez poluídos, permanecem eutróficos devido à carga interna, ou seja, à liberação de grandes quantias de fosfato do sedimento, mesmo que as entradas de fósforo tenham cessado (WETZEL, 1981; HORNE & GOLDMAN, 1994; USEPA, 1997). Assim, o monitoramento permitiria avaliar se está havendo liberação de P do sedimento do fundo do reservatório, formado principalmente pelo solo de várzea que é rico em P orgânico.

## 5.2 O PROCESSO TMDL NO CONTEXTO DA POLÍTICA DE RECURSOS HÍDRICOS

Como demonstrado no estudo de caso do reservatório Piraquara II, o processo TMDL é um instrumento flexível que alia técnicas de modelagem e de monitoramento, como forma de auxiliar no processo decisório que envolve os recursos hídricos; aliando a gestão desses recursos com a gestão da bacia hidrográfica. Neste sentido, é um instrumento aplicável na elaboração dos planos de bacias hidrográficas.

Igualmente é útil no processo de priorização de ações a nível estadual, pois permite a avaliação prévia da degradação dos corpos d'água e das medidas necessária à sua recuperação.

Mas, para que o TMDL seja realmente um instrumento efetivo, seria necessário a implementação de mecanismos institucionais e de planejamento que garantam a participação dos usuários de recursos hídricos e da sociedade no processo de desenvolvimento do TMDL, por meio, dos Conselhos Estaduais, dos Comitês de Bacias Hidrográficas e das Agências de Bacia.



## 6 CONCLUSÕES

A aplicação da metodologia do TMDL - carga total máxima diária (total maximum daily load) em uma bacia manancial, realizada no presente estudo de caso, demonstrou que o TMDL é uma ferramenta útil no processo decisório de gestão de recursos hídricos, pois ao utilizar um modelo matemático para seu desenvolvimento possibilita a previsão de uma situação futura com uma razoável quantidade de informações essenciais sobre as condições da bacia hidrográfica. Bem como, por meio da simulação de diversas situações de uso do solo permite a escolha da opção mais adequada à melhoria da qualidade da água.

O TMDL é um processo sistemático que ao considerar vários fatores que se inter-relacionam contribui para o uso racional do solo de bacias hidrográficas, principalmente aquelas destinadas ao abastecimento público, trazendo conseqüentes benefícios para a qualidade da água; sendo portanto aplicável às condições brasileiras.

Os resultados obtidos indicam que o Reservatório Piraquara II será um corpo d'água com grande potencial de eutrofização, considerando o uso atual do solo e a faixa de concentração de fósforo total adotada no estudo (0,025 a 0,10 mg/L) para ocorrência de eutrofização. Entre os principais fatores que contribuíram para o aumento da produtividade no reservatório estão: a carga de fósforo exportada do uso agrícola e a pequena profundidade do corpo d'água.

Na bacia hidrográfica do Rio Piraquara, a aplicação do TMDL para o poluente fósforo no cenário de uso atual do solo, mostrou que as cargas difusas foram as principais responsáveis pela degradação da água do reservatório Piraquara II. A agricultura foi a principal fonte de poluição, pois a atividade proporcionou um aumento de área descoberta de solo em alguns períodos do ano bem como, aumentou a quantia de fósforo no solo, através da introdução do nutriente pela adubação química e orgânica. Esses fatores contribuíram para o transporte do fósforo junto ao sedimento por meio do escoamento superficial até o corpo d'água, que é a principal forma de exportação de fósforo em áreas agrícolas.

Desse modo, a adoção da medida de controle plantio direto possibilitou a redução do escoamento superficial e consequentemente, diminuiu a quantia de fósforo que chegava ao reservatório. Já a implementação de mata ciliar com floresta, que foi o uso do solo que exportou a menor carga de fósforo em todas as simulações, permitiu a redução da carga de fósforo que era transportada até o reservatório, devido à sua capacidade de filtragem de nutrientes. Portanto, a adoção destas duas BMP's (melhores práticas de manejo) resultaram em significativa redução de carga de P exportada da bacia e também na redução da concentração do P que entrava no reservatório Piraquara II.

Com a adoção das ações de controle no cenário de uso atual do solo obteve-se uma redução na carga de fósforo total exportada na bacia de 2.987,03 kg/ano resultando na meta de carga de TMDL para o fósforo total de 1.822,20 kg/ano, visando prevenir a ocorrência de eutrofização. Para o cenário de uso admitindo um aumento de carga a meta de carga do TMDL não foi alcançada, sendo necessário a adoção de um nível de tratamento de efluentes acima de 60% para obtê-la.

A exportação de fósforo total da bacia foi maior nos meses onde houve maior intensidade de precipitação, confirmando que além do conteúdo de P no solo também o escoamento superficial da água e o potencial de erosão do solo são fatores determinantes na concentração de fósforo no corpo d'água. As perdas de fósforo são então um problema de nutriente e um problema de hidrologia, que devem ser considerados na escolha da ação de controle mais adequada. Além disso, para que as ações de controle possam realmente dar resultados é necessário considerar a aceitabilidade e facilidade de aplicação destas práticas pelos agricultores. E, apesar de existirem diversas técnicas para reduzir a carga de poluentes, sempre haverá uma limitação econômica que determinará a qualidade mínima possível a ser alcançada em um corpo d'água.

As simulações dos cenários admitindo o aumento de carga de fósforo na bacia, por meio da introdução de fontes pontuais de poluição, uma urbana e outra industrial, resultaram em uma elevação significativa na concentração do nutriente no

reservatório. Sendo assim, ações de prevenção, que evitem a introdução de tais fontes de poluição pontuais em bacias mananciais, são muito mais eficientes, fáceis e econômicas do que a redução posterior da carga do poluente através da implementação de estações de tratamento de efluentes.

Em suma, o TMDL cumpre o papel de instrumento de planejamento de uso do solo e de prevenção de degradação da qualidade de corpos d'água. Sendo útil no estudo de bacias hidrográficas mananciais e na elaboração de planos de bacia hidrográfica, os quais devem conter todos os fatores considerados pelo TMDL como: diagnóstico da bacia com suas potencialidades e problemas e ações necessárias para a melhoria da qualidade da água.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar do quadro atual de uso do solo na bacia do rio Piraquara, mostrar uma paisagem com grande porcentagem de área ocupada por Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica) preservada, as áreas ocupadas por outras formações vegetais originais foram reduzidas drasticamente nos últimos anos, e podem até desaparecer se o disciplinamento da ocupação de solo da bacia manancial não for obedecido.

Existe uma ameaça à manutenção da qualidade da água da bacia, que é uma área de Proteção Ambiental (APA), devido à sua proximidade aos grandes centros urbanos da região metropolitana de Curitiba, e devido à já existência de muitas ocupações irregulares na região.

Neste estudo, a aplicação do processo TMDL foi feita em situação de pouca disponibilidade de dados. Por isso, teve-se como propósito principal demonstrar a possibilidade de melhoria das condições de qualidade da água do futuro reservatório Piraquara II, considerando os principais fatores que ocasionariam o problema de eutrofização e as ações para controlá-los, contudo não foi objetivo obter respostas exatas da recuperação da bacia.

Embora o desenvolvimento do processo TMDL não tenha sido completo, com a realização de todas as etapas, conforme foi elaborado pela EPA, os resultados de sua aplicação mostraram que um programa que inclua monitoramento, utilização de modelos matemáticos para análise preditiva da qualidade da água e implementação e avaliação de ações de controle contribui para um uso adequado da bacia hidrográfica e consequentemente para a manutenção da qualidade da água dos corpos d'água.

Além disso, o presente estudo mostrou em sua revisão bibliográfica que, mundialmente, é dado grande interesse à poluição difusa proveniente da agricultura, principalmente no que diz respeito ao poluente fósforo, já que este é responsável pela degradação da qualidade da água de muitos corpos d'água em vários países do mundo.

No Brasil, apesar da atenção estar centrada na resolução dos problemas causados pela poluição pontual, é importante vislumbrar o futuro e começar desde já a

estimular a adoção de ações preventivas que considerem a complexidade que envolve o ciclo ambiental de poluentes provenientes de fontes difusas, como é o caso do fósforo, e que consequentemente evitem problemas futuros, de difícil solução técnica e econômica.

O TMDL é um instrumento de planejamento global que visa adequar a qualidade de corpos d'água aos seus usos previstos, por meio da interferência no uso do solo da bacia hidrográfica, e portanto sua aplicação deverá considerar os impactos socioeconômicos e políticos que qualquer mudança de manejo provoca em comunidades rurais e urbanas, bem como, deverá levar em conta os mecanismos pelos quais as mudanças podem ser alcançadas pelos usuários do solo e da água.

Desta forma, é necessário aprofundar a aplicação do TMDL em bacias hidrográficas com diferentes características de uso do solo e fontes de poluição como: bacias urbanas, com uso industrial, com elevados níveis de degradação da qualidade da água, áreas de restrição de uso, áreas onde existam conflitos de uso. Outras ações importantes são a aplicação de TMDLs que incluam análise econômica, implementação e avaliação de ações de controle, por meio de monitoramento, e análise do envolvimento dos usuários no processo. Desse modo, poder-se-ia desenvolver melhor a potencialidade da metodologia.

Recomenda-se portanto:

- analisar a aceitabilidade e facilidade de adoção das medidas de controle por parte de agricultores e moradores da bacia hidrográfica;
- avaliar se os custos das ações de controle são viáveis;
- devido ao grande potencial de eutrofização do Reservatório Piraquara II, iniciar o monitoramento da qualidade da água já no início da construção do reservatório para que seja possível determinar a real concentração de fósforo total no corpo d'água e analisar se a adoção das medidas de controle são eficientes ou devem ser melhoradas.
- iniciar um programa de educação ambiental, com o objetivo de envolver a população local na conservação da bacia hidrográfica;

- fazer cumprir o zoneamento ecológico-econômico da APA do Piraquara;
- realizar periodicamente monitoramentos de qualidade da água juntamente com monitoramentos de vazão, pois estes dados possibilitariam a calibração de modelos matemáticos.

## REFERÊNCIAS

- ANDERSON, G. Assessing organic phosphorus in soils. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E.J (editors). **The role of phosphorus in agriculture**. American Society of Agronomy Crop Science Society of America Soil Science Society of America. Madison, 1980. p.411-431
- BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability – a mechanistic approach**. New York: A While-Interscience Publication, 1984. p.201-228
- BEEGLE, D. B.; CARTON O. T.; BAILEY, J. S. Nutrient management planning: justification, theory, practice. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 72-79, Jan./Feb. 2000.
- BEGSTON, R.L.; CARTER, C. E. MORRIS, M. F.; BATKIEWICZ, S. A. The influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in a warm, humid climate. **Trans. ASAE**. v. 31, p. 729-733. 1988.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Editora Ícone. São Paulo, 1990. 355 p.
- BRANCO, S.M. A água e o homem. In: PORTO, R. et al. (Org). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: ABRH, 1991. p. 3-26.
- BRASIL. **Resolução CNRH n.12, de 19 de julho de 2000**. Estabelece procedimentos para o enquadramento de corpos de água em classes segundo os usos preponderantes. Disponível em: <http://www.cnrh-srh.gov.br/resolucoes/main.htm> Acesso em: 30 ago. 2002.
- BRASIL. **Resolução CONAMA n. 20, de 18 de junho de 1986**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/reso.html> Acesso em: 30 ago. 2002.
- BRASIL. **Lei n. 9433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Conselho Nacional de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.cnrh-srh.gov.br/legisla/index.htm> Acesso em 30 ago. 2002.
- BRASIL. **Lei n. 9984, de 17 de julho de 2000**. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional das Águas – ANA. Disponível em: <http://www.cnrh-srh.gov.br/legisla/index.htm>. Acesso em 30 ago. 2002.
- CETESB. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: CETESB, 1987.
- CANALI, N. E.; MURATORI, A. M. Síntese da evolução geomorfológica da bacia sedimentar de Curitiba. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOLOGIA, 3, 1981, Curitiba, **Atas...** Curitiba: SBG, v. 1, 1981, p. 363-371.

CHAMBERS, B., GARWOOD, T. W. G.; UNWIN, R. J. Controlling soil water erosion and phosphorus losses from arable land in England and Wales. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 145-150, Jan./Feb. 2000.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. USA: WCB/McGraw-Hill, 1997. 843 p.

CHAUHAN, B.S.; STEWART, J. W. B.; PAUL, E. A. Effect of labile inorganic phosphate status and organic carbon additions on the microbial uptake of phosphorus in soils. **Can. J. Soil Sci.** v. 61, 1981. p. 373-385.

COMEC - Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Relatório sobre a situação ambiental da Região Metropolitana de Curitiba**. Curitiba, jan. 1997.

COMEC - Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Unidade Territorial de Planejamento – UTP do Guarituba**. Curitiba, fev. 1999.

COMEC - Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Zoneamento ecológico-econômico da APA do Piraquara**. Curitiba, jul. 2002.

CONSÓRCIO PARANÁSAN - ENGEVIX-CKC-ETC-BVI-ETEP-ESTEIO-RDR. **Estudo de impacto ambiental - Barragem Piraquara II**. Curitiba: Projeto de Saneamento Ambiental do Paraná – PARANÁSAN/UGP PARANÁSAN – SANEPAR, 3 v., out. 2000.

CORREL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. **J. Environ. Qual.**, v. 27, p. 261-266. 1998.

DALCANALE, F.; PORTO, M. Métodos de controle de cargas difusas em bacias rurais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13, 1999, Belo Horizonte. **Relação de trabalhos**. Belo Horizonte, ABRH. 1 CD-ROM.

DALCANALE, F.; PORTO, M. Avaliação da produção de cargas difusas em bacias rurais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14, 2001, Aracaju. **Relação de trabalhos**. Aracaju, ABRH. 1 CD-ROM.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **J. Environ. Qual.**, v. 27, p. 251-257. 1998.

EDWARDS, A. C.; OWENS, L. B. Large storm effects on total soil erosion. **J. Soil Water Conserv.** v.46, p. 75-77, 1991.

EDWARDS, A. C.; TWIST, H.; CODD, G. A. Assessing the impact of terrestrially derived phosphorus on flowing water systems. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 17-124, Jan./Feb. 2000.



EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. SNLCS – Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro de Pesquisas Agropecuárias do Cerrado. **Amostragem de solo para análise química**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1982. (Circular Técnica, 11).

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Levantamento de Reconhecimento de Solos do Estado do Paraná. **Boletim de Pesquisa nº 27**. Tomo I e II, EMBRAPA-SNLCS/SUDESUL/IAPAR. Londrina, 1984(a). 791 p.

\_\_\_\_\_. Levantamento de Reconhecimento de Solos do Estado do Paraná. **Mapa Escala 1:600.000**. EMBRAPA-SNLCS/SUDESUL/IAPAR. Londrina, 1984(b).

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA/CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA, Produção de Informação, Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos. 1999, 412p.

EPA NPSs . <http://www.earth1.epa.gov/owow/NPS> Acesso em 13 dez. 2002.

ESTADO DO PARANÁ. **Portaria SUREHMA nº. 20, de 12 de maio de 1992**. Enquadra os corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Iguaçu.

ESTADO DO PARANÁ. **Lei n. 12.248, de 31 de julho de 1998**. Cria o Sistema de Gestão e Proteção dos Mananciais da Região Metropolitana de Curitiba.

ESTADO DO PARANÁ. **Lei n. 12.726, de 26 de novembro de 1999**. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: [http://www.pr.gov.br/sema/a\\_hidricos.shtml](http://www.pr.gov.br/sema/a_hidricos.shtml). Acesso em 30 mar. 2003.

ESTEVES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência Hoje**, v.5, n. 27, 1986. p. 56-61.

FASSBENDER, H.W.; BORNEMISZA, E. **Química de suelos**: com énfasis en suelos de América Latina. 2ª ed. San José: IICA, 1987.p. 255-312.

FIXEN, P.E., GROVE, J. H. Testing soil for phosphorus. In: MICKELSON, K.H. (editor). **Soil Science Society of America – Book Series**. n.3, Madison, 1990. p. 141 – 175.

FROSSARD, E.; CONDRON, L. M.; OBERSON, A.; SINAJ, S.; FARDEAU, J.C. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 15-23, Jan./Feb. 2000.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY A. N.; HEATHWAITE, A. L.; FOLMAR, G. J. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 130-144, Jan./Feb. 2000.

GODOY, H.; CORREA, A. R.; SANTOS, D. Clima do Paraná. In: IAPAR – FUNDAÇÃO INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Manual Agropecuário para o Paraná**. v. 1. Londrina, 1976. p.17-37.

HANWAY, J.J.; LAFTEN, J.M. Plant nutrient losses from tile outlet terraces. **Journal of Environmental Quality**, v. 3, p. 351-356. 1974.

HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. Soil derived phosphorus insurface runoff from grazed grassland lysimeters. **Water Res.**, v. 11, p. 140-148. 1997.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. N. Terminology for phosphorus transfer **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 10-15, Jan./Feb. 2000.

HESKETH, G.; BROOKES, P. C. Development of na indicator for risk of phosphorus deaching. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 105-110, Jan./Feb. 2000.

HIGGS, H. B.; JOHNSTON, A. E.; SALTER, J. L.; DAWSON C. J. Some aspects of achieving sustainable phosphorus use in agriculture. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 80-87, Jan./Feb. 2000.

HORNE, A J.; GOLDMAN C. R. **Limnology**. Second edition. Singapore: McGraw Hill International Edition, 1994. 576 p. (Biological Science Series).

HUMENIK, F. J.; SMOLEN, M. D.; DRESSING, S. A. Pollution from nonpoint sources. **Environ. Sci. Technol.** v. 21, n. 8, 1987.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Avaliação e classificação da qualidade das águas de rios das bacias do Altíssimo Iguaçu e Ribeira, no período de março de 1997 a março de 1999**. IAP/SEMA. Curitiba, 1999.

JACOBS, G. A. **Dinâmica de uso e ocupação dos mananciais na Região Metropolitana de Curitiba-PR**. Tese de doutorado, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2002. 255 p.

KARKOSKI J.; YOUNG T.F. Green evolution: are economic incentives the next step in nonpoint source pollution control? **Water Policy**, Oakland, n. 2, p.151-173, 2000. Disponível em: <<http://www.elsevier.com/locate/watpol>> Acesso em: 09 mar. 2001.

KEENEY, D.R.; WILDUNG, R. E. Chemical Properties of Soil. In: ELLIOTT, L. F.; STEVENSON, F.J. (editors). **Soils for Management of organic wastes and waste wasters**. Soil Science Society of America, American society of Agronomy, Crop Science Society of America. Madison, 1977. P. 75-97.

LARSEN, S. Soil phosphorus. In: NORMAN. A. G. (editor). **Advances in Agronomy**, v. 19, New York: Academic Press, 1967. p. 151 –210.

LEAL, M. S. **Gestão ambiental de recursos hídricos por bacias hidrográficas: sugestões para o modelo brasileiro**. Rio de Janeiro, 1997. 230 f. Tese (Mestrado em Planejamento Energético) – Coordenação e Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: Banco de Desenvolvimento do Paraná/Universidade Federal do Paraná/Instituto de Biologia e Pesquisas Tecnológicas, 1968. 350 p.

MANSELL, R. S.; SELIM, H. M.; FISKELL, J. G. A. Simulated transformations and transport of phosphorus in soil. In: TEDROW, J. C. F. (editor). **Soil Science**, New Brunswick: Rutgers University, v. 124, p.102-109, JUL.-DEC., 1977.

MARINI, O. J.; FUCK, R. A.; TREIN, E. Intrusivas básicas jurássico-cretáceas do primeiro planalto do Paraná. **Bol. Paran. Geoc.**, UFPR, Curitiba, n. 23-25, p.306-324. 1967.

MARQUES, P. H. C. **Estudo limnológico do rio Piraquara (Piraquara - Pr): variação espacial e temporal das características físicas e químicas e ordenação espacial da bacia hidrográfica**. São Carlos, 2000. 100 f. Tese ( Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos.

MCDOWELL, L. L.; MCGREGOR, K.C. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil Tillage Res.**, v. 4, p. 79-91. 1984.

MILLAR, C. E.; TURK, L. M. **Soil fertility**. John Wiley & Sons, New York, 1955.

MONEGAT, C. **Plantas de Cobertura do Solo – característica e manejo em pequenas propriedades**. Ed. do Autor. Chapecó, 1991. 337 p.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. ABES, 1995. 222 p.

MULLINS, G. L.; HAJEK, B. **Phosphorus accumulation and loss from Alabama Soils receiving poultry litter**. Alabama: Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, fev. 1997. Bulletin n. 631.

NAUMANN, E. The scope and chief problems of regional-limnology. **Int Revue Ges Hydrobiol**. v. 21, 1929. 423p.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J. R.; KING, K. W. (a) **Soil and water assessment tool - theoretical documentation**, version 2000. Temple: Grassland, Soil and Eater Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station. 212p.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J. R.; KING, K. W. (b). **Soil and water assessment tool – user’s manual**, version 2000. Temple: Grassland, Soil and Eater Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station. 412p.

NOGUEIRA, V. P.Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R. et al. (Org). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: ABRH, 1991. p. 166-210.

O’HALLORAN, I. P. Total and organic phosphorus. In: CARTER, M. R. (editor). **Soil sampling and methods of analysis**. Canadian Society of Soil Science: Lewis Publishers, 1993. p. 213 – 229.

OLSEN, S. R.; BARBER, S. A. Effect of waste application on soil phosphorus and potassium. In: ELLIOTT, L. F.; STEVENSON, F.J. (editors). **Soils for Management of organic wastes and waste wasters**. Soil Science Society of America, American society of Agronomy, Crop Science Society of America. Madison, 1977. P. 195-215.

PARRY, R. Agricultural phosphorus and water quality: a U.S. Environmental Protection Agency perspective. **J. Environ. Qual.**, v. 27, p. 258-261. 1998.

PIONKE, H. B.; GBEREK, W. J.; SHARPLEY, A. N.; ZOLLEWEG, J. A. Hydrologic and chemical controls on phosphorus loss from catchments. In: TUNNEY, H. (ed.). **Phosphorus loss to water from agriculture**. Cambridge: CAB INT. PRESS, 1997. p. 225-242.

PIETILAINEN, O. P.; REKOLAINEN, S. Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. **Aqua Fennica**, v. 21, p. 127-136. 1991.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R. et al. (Org). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: ABRH, 1991. p. 27-66.

POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; NICHOLS, D. J.; SHARPLEY, A. N.; MOORE, P. A.; MILLER, D. M.; EDWARDS, D. R. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. **Journal of Envionmental Quality**, v. 28, p. 170-175. 1999.

POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; MOORE, P. A.; MILLER, D. M.; EDWARDS, D. R.; NICHOLS, D. J. Relating extractable phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil sce. Soc. Am. J.**, v. 60, p. 855-859. 1996.

POULSEN H. D. Phosphorus utilization and excretion in pig production. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 24-27, Jan./Feb. 2000.

RECKHOW, K. H.; SIMPSON, J. T. A procedure using modeling and error analysis for the prediction of the lake phosphorus concentration from land use information. **Can. J. Fish Aquat. Sci.**, v.37, 1980. p. 1439-1448.

ROLOFF, G.; SZCZYPIOR L. M. B. **A modelagem como ferramenta para o planejamento e gerenciamento de mananciais**. Projeto PADCT – Mananciais: Relatório Componente UFPR, 2003.

ROMKENS, M. H. M.; NELSON, D. W. **Phosphorus relationships in runoff from fertilized soils**. J. Environ. Qual. v.3, 1974. p. 10-133.

RYDEN, J. C.; SYERS, J. K.; HARRIS, R. F. Phosphorus in runoff and streams. **Adv. Agron.** V.25, p.1-45, 1973.

SANEPAR – COMPANIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Plano diretor do sistema de água de Curitiba e Região Metropolitana**. Curitiba: Geotécnica-Proensi-Osm-Serenco – Consult., 1992.

SÁ, J. C. M. **Métodos de preparo e calagem pré-implantação ao plantio direto em um solo dos campos gerais, centro-sul do Paraná: variação das frações de fósforo e resposta do milho**. Curitiba, 1994. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

SAUNDERS, W. M.; WILLIAMS, E.G. Observation on the determination of organic phosphorus in soils. **J. Soil Sci.** v.6, n.2, 1955. p. 254 –267.

SCHOUMANS, O. F.; GROENENDIJK, P. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 111-116, Jan./Feb. 2000.

SCHUMAN, G. E.; SPOMER, R. G.; PIEST R.F. Phosphorus losses from four agricultural watersheds on Missouri Valley loess. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.** v. 37, 1973. p. 424-427.

SCHUSSEL, Z. G. L, P. **Relatório Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba**. Curitiba: COMEC/SEPLA, 1997.

SHARPLEY, A N.; SMITH, S.J.; JONES, O. R., BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **J. Environ. Qual.**, v. 21, p. 30-35. 1992.

SHARPLEY, A N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R., DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; REDDY, K. R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. **J. Environ. Qual.**, v. 23, p. 437-451. 1994.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **J. Soil Water Conserv.**, v. 51, p. 160-166. 1996.

SHARPLEY, A. N.; REKOLAINEN, S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: TUNNEY, H.; CARTON, O. T.; BROOKES, P. C.; JOHNSTON, A. E. (ed.). **New directions in soil testing for nitrogen, phosphorus and potassium**. Madison: Agron. Monogr., 1997. p. 1-54.

SHARPLEY, A. N.; TUNNEY, H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21<sup>st</sup> century. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 176-181, Jan./Feb. 2000.

SHARPLEY, A. N.; FOY, B.; WITHERS, P. Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: an overview. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 1-9, Jan./Feb. 2000.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, v. 237, p. 287-307. 2001.

SIMARD, R. R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P. M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 97-105, Jan./Feb. 2000.

SMITH, S. J.; SHARPLEY, J. R.; WILLIAMS, J. R.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. Sediment-nutrient transport during severe storms. In: FAN, S. S.; KUO, Y. H. (ed.). **Fifth Interagency Sedimentation Conf.**, Las Vegas: Federal Energy Regulatory Commission, Mar. 1991, p. 48-55.

SUDERHSA – SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL, SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Qualidade das águas interiores do estado do Paraná, 1987 - 1995**. SUDERHSA/SEMA. Curitiba, 1997.

TAYLOR, A. W.; KILMER, V. J. Agricultural phosphorus in the environment. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. (editors). **The role of phosphorus in agriculture**. American Society of Agronomy Crop Science Society of America Soil Science Society of America. Madison, 1980. p. 545-557

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Backhuiss Pub/ Brazilian Academy of Sciences, São Paulo, 1999. p. 505-528.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Total Maximum Daily Loads for Nutrients: San Diego Creek and Newport Bay - California**. U.S. Environmental Protection Agency - Region 9, Water Management Division. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients.htm> Acesso em: 10 abr. 2003.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for water quality-based decisions: the TMDL process**. Washington. Office of Water, EPA 440/4-91-001. Apr. 1991. Disponível em: <<http://www.epa.gov/OWOW/tmdl/decisions/index.html>> Acesso em: 10 out. 2001.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Planning and evaluation: Benefits and feasibility of effluent trading between point sources: an analysis in support of Clean Water Act Reauthorization**. Washington. Office of Water and Office Police, 1992.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical guidance manual for developing Total Maximum Daily Loads**. Book 2: Streams and Rivers. Part1 Biochemical Oxygen Demand/Dissolved Oxygen and Nutrients Eutrophication. Washington: Office of Water, EPA 823/B-97-002. Mar. 1997 (a). Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/tmdl/guidance.pdf>> Acesso em: 31 out. 2001.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Compendium of tools for watershed assessment and TMDL development** Washington: Office of Water, EPA841-B-97-006. May 1997(b).

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Nutrient criteria technical guidance manual: lakes and reservoirs**. First edition. Washington: Office of Water, EPA 822/B00-001. Apr. 2000.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Better assessment science integrating point and nonpoint sources – BASINS**. Version 3.0, User's Manual. Washington. Office of Water, EPA 823B01001, 2001. 337 p.

UTAH DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY. **Beaver River watershed TMDL**. Utah Department of Environmental Quality, Division of Water Quality, TMDL Section. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/tmdl/examples/nutrients.htm>. Acesso em: 10 abr. 2003.

UUSI-KAMPA, J.; BRASKERUD B., JANSSEN, H.; SYVERSEN, N.; UUSITALO, R. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 151-158, Jan./Feb. 2000.

VALK, H.; METCALF, J. A.; WITHERS, P. Prospects for minimizing phosphorus excretion in ruminants by dietary manipulation. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 28-36, Jan./Feb. 2000.

VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres Ltda. 1991. p.181-203.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 123p.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as factor in eutrophication**. Paris: OECD Report n. DAS/CSI/67, 1968.

VON SPERLING, E. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1999. 138 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias..2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243 p.

\_\_\_\_\_. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamentos de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH**. Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 111-132, jan./mar., 1998.

\_\_\_\_\_. Utilização de gráficos para a avaliação preliminar do aporte de fósforo a uma represa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13, Maceió. SEECLA, 1985.

WALKER Jr., W. W. Statical bases for mean chlorophyll a criteria. In: **Lake and reservoir management: practical applications**. Proceedings of the Fourth Annual Conference and International Symposium. Oct. 1984, McAfee: North American Lake Management Society. p. 57-62.

WITHERS, P. J. A.; DAVIDSON, I. A., FOY, R. H. Prospects for controlling diffuse phosphorus loss to water. **Journal of Environmental Quality**, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 167-175, Jan./Feb. 2000.

WETZEL, R. G. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega S. A., 1981. 679 p.



## **APÊNDICE - DINÂMICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS**

## SUMÁRIO

<b>1 DINÂMICA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS .....</b>	<b>123</b>
1.1 CLASSIFICAÇÃO DE LAGOS E RESERVATÓRIOS .....	123
1.1.1 Classificação quanto à Biologia .....	123
1.1.2 Classificação quanto às Regiões .....	123
1.1.3 Classificação quanto à Absorção da Luz Solar .....	124
1.1.4 Classificação quanto à Temperatura .....	125

## **1 DINÂMICA DOS LAGOS E RESERVATÓRIOS**

Lagos e reservatórios são tratados pela limnologia, ciência que estuda a ecologia de ambientes aquáticos de águas interiores. Nesta ciência, o estudo da dinâmica dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de lagos e reservatórios, ambientes lênticos, difere substancialmente do estudo de rios e estuários, que são ambientes lóticos (WETZEL, 1981; VON SPERLING, 1999).

### **1.1 CLASSIFICAÇÃO DE LAGOS E RESERVATÓRIOS**

As características físicas, químicas e biológicas dos lagos e reservatórios permitem a sua classificação segundo diversos fatores, conforme descrito a seguir.

#### **1.1.1 Classificação quanto à Biologia**

São denominados plâncton, o conjunto de organismos microscópicos que vive livremente na coluna d'água se locomovendo de acordo com as flutuações e as correntes. Os animais invertebrados deste grupo são chamados de zooplâncton e as algas de fitoplânctons.

As plantas aquáticas macroscópicas fixas ou livres são denominadas de macrófitas e os organismos associados ao fundo do lago, a região bentônica, são denominados bentos (WETZEL, 1981; NOGUEIRA, 1991; VON SPERLING, 1996; HORNE & GOLDMAN, 1994).

#### **1.1.2 Classificação quanto às Regiões**

Reservatórios e lagos, podem ser divididos em três regiões distintas, conforme mostra o quadro 1.

QUADRO 1 - REGIÕES DE LAGOS E RESERVATÓRIOS

REGIÃO	LOCALIZAÇÃO	ALGUMAS CARACTERÍSTICAS	ZONA BENTÔNICA
LITORÂNEA	- margens do lago, - transição entre os ecossistemas terrestre e lacustre	- boa iluminação - habitat para plantas macrófitas	- comunidade de bentos diversificada e de elevada reprodução
PROFUNDA	- parte central do fundo do lago	- predominam os processos de decomposição da MO - OD é extremamente escasso ou inexistente - Gases como metano e dióxido de carbono são abundantes	- bentos constituídos principalmente de bactérias e animais invertebrados
PELÁGICA OU LIMNÉTICA	- zona central mais interior	- pouca interferência das margens e do fundo - habitat do plâncton e dos peixes	- não possui

FONTE: WETZEL (1981); NOGUEIRA (1991); HORNE & GOLDMAN (1994).

### 1.1.3 Classificação quanto à Absorção da Luz Solar

O processo de absorção da luz solar no interior de um lago ou reservatório permite a distinção de duas regiões: a eufótica ou iluminada e a afótica (fig. 1).

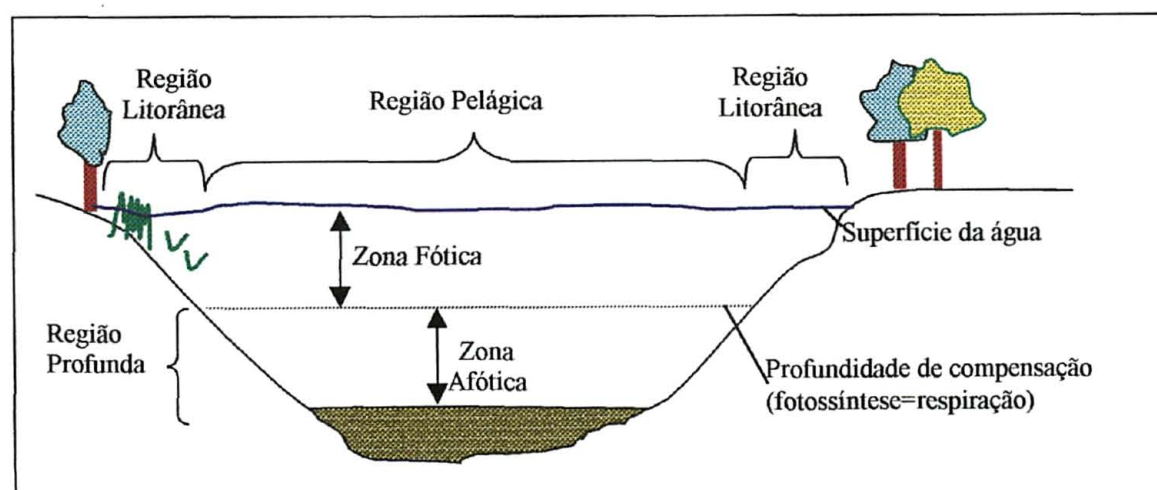


FIGURA 1 - REGIÕES DE LAGOS E RESERVATÓRIOS (HORNE & GOLDMAN, 1994)

A região eufótica ou simplesmente fótica é a região que vai da superfície até a profundidade na qual 99% da luz solar incidente desaparece. A absorção da luz abaixo da superfície, ocorre de forma exponencial, depende da turbidez e varia substancialmente de lago para lago. A absorção de luz é tipificada pelo coeficiente de extinção de luz, obtido indiretamente por medições limnológicas com o disco de Secchi.

Toda a zona litorânea e as partes superiores da zona de pelágica estão contidas dentro da zona de eufótica. É na zona eufótica que durante o dia as plantas produzem oxigênio através da fotossíntese. Durante a noite a fotossíntese cessa e o oxigênio é consumido pela respiração de animais e plantas.

Na zona afótica, localizada abaixo da zona eufótica até o fundo do lago, os níveis de luz para fotossíntese são muito baixos. Nesta zona predominam os decompositores, particularmente as bactérias, que mineralizam a matéria orgânica possibilitando a reciclagem de nutrientes.

O limite da zona fótica varia de acordo com o período do dia, com a época do ano, com a variação da intensidade solar e com a transparência de água (NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994).

#### 1.1.4 Classificação quanto à Temperatura

O aquecimento diferenciado ao longo da profundidade de um lago ou reservatório, provoca o fenômeno denominado de estratificação térmica, caracterizado por gradientes de temperatura e de densidade da água que permitem a identificação de três regiões distintas (NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994; VON SPERLING, 1996):

- a) epilímnio, região superficial de maior temperatura e menor densidade;
- b) hipolímnio, região mais profunda, de menor temperatura e maior densidade;
- c) metalímnio é a região intermediária, também chamada de termoclina.

A estratificação térmica de ambientes lênticos é o resultado do balanço de calor entre a água armazenada e as contribuições externas, como a radiação solar e atmosférica, a troca condutiva de calor entre a atmosfera e a água e o calor dos tributários. O lago pode perder calor para a atmosfera por radiação da superfície e também por evaporação, por condução e através das vazões defluentes. Como os

processos de aquecimento e resfriamento ocorrem em uma camada superficial relativamente fina, se não houver mistura vertical para destruir o gradiente de calor, logo à superfície, ocorrerá estratificação térmica.

No momento em que as temperaturas ao longo da coluna d'água tornam-se semelhantes, em decorrência de variações na temperatura do ar, afetando inicialmente as camadas superiores, a massa líquida passa a apresentar uma densidade aproximadamente uniforme e o corpo d'água pode facilmente entrar em processo de mistura. Para isso é necessário a existência de uma força externa, como os ventos e a precipitação por exemplo, capaz de superar a fraca estabilidade física da coluna d'água (fig. 2).

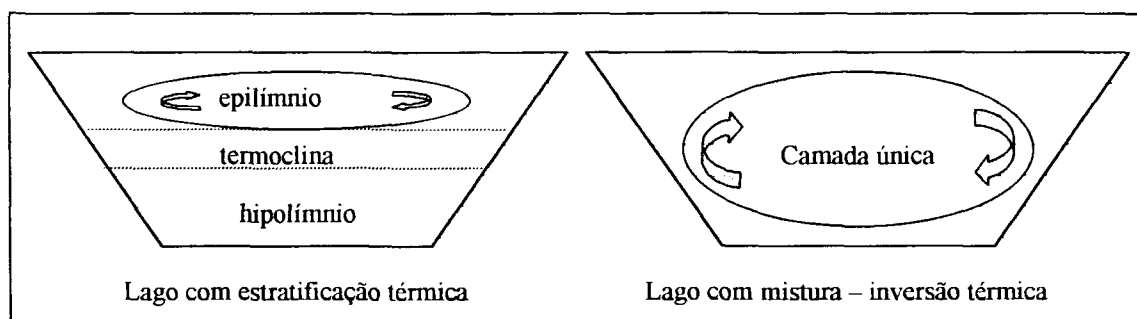


FIGURA 2 - DINÂMICA DE ESTRATIFICAÇÃO E MISTURA DE LAGOS E RESERVATÓRIOS (VON SPERLING, 1996).

A duração e o período da estratificação dependem diretamente das condições climáticas da região. Em reservatórios profundos de clima temperado, durante o verão há um aumento substancial de temperatura das camadas superiores, enquanto as camadas mais profundas ficam frias, a diferença de temperatura entre estas camadas pode atingir até 15 °C. Nas estações mais frias ocorre a desestratificação desses corpos d'água.

Em lagos rasos de clima tropical, geralmente ocorre a estratificação durante o dia e à noite a ação combinada dos ventos e do resfriamento da camada superior provoca a mistura total das camadas.

A estratificação térmica influencia nos processos de transporte em lagos e reservatórios. Quando completamente misturados estes corpos d'água apresentam

escoamento semelhante ao dos rios, apenas com velocidades bastante reduzidas. Quando existe a estratificação térmica, a distribuição de velocidades depende das características da estratificação.

A estratificação térmica também determina a distribuição de substâncias químicas, de gases e da biota. Haverá a ocorrência de gradientes verticais decrescentes de oxigênio dissolvido, com hipolímnio permanentemente anaeróbio e com altas concentrações de ferro e gás sulfídrico. Os nutrientes resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica permanecem no hipolímnio, retornando de forma muito lenta para epilímnio pelo mecanismo de difusão molecular. Como consequência, a qualidade da água e as comunidades de organismos do epilímnio e do hipolímnio são significativamente diferentes (NOGUEIRA, 1991; HORNE & GOLDMAN, 1994; VON SPERLING, 1996).

## **ANEXOS**

ANEXO 1 -O MODELO MATEMÁTICO SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL) .....	129
ANEXO 2 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA EXISTENTES EM 21/11/2002; FORNECIDOS PELO SIA – SISTEMA DE INFORMAÇÕES AMBIENTAIS, CADASTRO DE ANÁLISE DE ÁGUA DO IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ.....	151
ANEXO 3 - RESULTADOS DAS ANALISES DE QUALIDADE DA ÁGUA REALIZADAS PARA SUBSIDIAR A PRESENTE PESQUISA. ....	153
ANEXO 4 - RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS .....	154



**ANEXO 1 - O MODELO MATEMÁTICO SWAT (SOIL AND WATER  
ASSESSMENT TOOL) (NEITSCH et al., 2000)**

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>131</b>
<b>2. FASE DO SOLO NO CICLO HIDROLÓGICO .....</b>	<b>132</b>
2.1 CLIMA .....	132
2.1.2 Gerador de Clima .....	133
2.1.2.1 Precipitação, temperatura e radiação solar.....	133
2.1.2.2 Velocidade do vento e temperatura do solo .....	133
2.2 HIDROLOGIA .....	134
2.2.1 Armazenamento da Cobertura Vegetal .....	134
2.2.2 Infiltração .....	135
2.2.3 Redistribuição .....	135
2.2.4 Evapotranspiração .....	136
2.2.5 Fluxo Lateral Subsuperficial .....	137
2.2.6 Escoamento Superficial .....	137
2.2.6.1 Volume do escoamento superficial .....	137
2.2.6.2 Taxa de pico de escoamento superficial .....	137
2.2.7 Lagos .....	138
2.2.8 Canais Tributários .....	138
2.2.8.1 Perdas na transmissão .....	139
2.2.9 Escoamento de Base .....	139
2.2.10 Cobertura do Solo/ Crescimento de Plantas .....	140
2.2.10.1 Crescimento potencial .....	140
2.2.10.2 Transpiração real e potencial .....	140
2.2.10.3 Captação de nutrientes .....	140
2.2.10.4 Restrições de crescimento .....	141
2.2.11 Erosão .....	141
2.2.12 Nutrientes .....	142
2.2.12.1 Nitrogênio .....	142
2.2.12.2 Fósforo .....	142
2.2.13 Manejo .....	143
<b>3. FASE DE PROPAGAÇÃO NO CICLO HIDROLÓGICO .....</b>	<b>144</b>
3.1 PROPAGAÇÃO NO CANAL OU TRECHO PRINCIPAL .....	144
3.1.1 Propagação de Cheia .....	144
3.1.2 Propagação de Sedimentos.....	144
3.1.3 Propagação de Nutrientes .....	145
3.2 PROPAGAÇÃO EM LAGOS .....	145
3.2.1 Vazão de Saída do Lago .....	145
3.2.2 Propagação de Sedimentos.....	146
3.2.3 Nutrientes no Lago .....	146
<b>4. EQUAÇÕES DE TRANSPORTE DE FÓSFORO NO SOLO .....</b>	<b>147</b>
4.1 TRANSPORTE DE FÓSFORO SOLÚVEL .....	147
4.2 TRANSPORTE DE FÓSFORO ORGÂNICO E MINERAL JUNTO AO SEDIMENTO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL .....	147
<b>5. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>149</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O modelo SWAT permite a simulação de vários processos físicos na bacia hidrográfica. Estes processos serão resumidos a seguir.

Para modelagem, a bacia hidrográfica deve ser dividida em um número de sub-bacias. O uso de sub-bacias na simulação é particularmente benéfico quando diferentes áreas da bacia são dominadas por diferentes tipos de solos ou usos do solo que geram diferentes impactos na hidrologia.

As informações de entrada para cada sub-bacia são agrupadas ou organizadas nas seguintes categorias: clima, unidades de resposta hidrológica ou HRUs, reservatórios, água subterrânea e canal principal ou trecho de drenagem da sub-bacia. Cada unidade de resposta hidrológica corresponde a uma combinação de um único uso do solo, tipo de solo e tipo de manejo. As HRUs são reunidas em áreas de sub-bacias.

Não importa que tipo de problema é estudado com o SWAT, o balanço hídrico é a força que dirige tudo o que acontece na bacia hidrográfica. Para prever com precisão o movimento de pesticidas, sedimentos ou nutrientes, o ciclo hidrológico simulado pelo modelo representa o que acontece na bacia hidrográfica. A simulação da hidrologia da bacia hidrográfica pode ser separada em 2 divisões maiores:

- a) fase do solo no ciclo hidrológico, que controla a quantia de água, sedimento, nutriente e pesticida carregada para o canal principal de cada sub-bacia;
- b) fase hídrica do ciclo hidrológico, que controla o movimento de água, sedimentos, etc., através da rede de corpos d'água até a saída da bacia.

## 2 FASE DO SOLO NO CICLO HIDROLÓGICO

O ciclo hidrológico é simulado pelo SWAT baseado na equação de balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{dia} - Q_{sup} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

Onde:

$SW_t$  – conteúdo final de água no solo (mm H<sub>2</sub>O)

$SW_0$  – conteúdo inicial de água no solo no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O)

$t$  – tempo em dias

$R_{dia}$  – precipitação no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O)

$Q_{sup}$  – escoamento superficial no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O)

$E_a$  – evapotranspiração no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O)

$w_{seep}$  – água entrando na zona vadosa proveniente do perfil do solo no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O)

$Q_{gw}$  – escoamento de base no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O)

A subdivisão da bacia permite ao modelo refletir diferenças na evapotranspiração para as diferentes culturas e tipos de solos. O escoamento superficial é predito separadamente para cada HRU e é o caminho para obter o escoamento superficial total para a bacia. Isto aumenta a precisão e dá uma melhor descrição física do balanço de água.

### 2.1 Clima

O clima de uma bacia fornece a umidade e a entrada de energia que controla o balanço hídrico e determina a importância relativa de diferentes componentes do ciclo hidrológico.

As variáveis climáticas requeridas pelo SWAT consistem em dados diários de precipitação, temperatura máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa. O modelo permite a entrada de dados observados ou gerados durante a simulação; de valores para precipitação diária, temperaturas máximas e mínimas, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa.

### 2.1.2 Gerador de Clima

Valores diários para o clima são gerados a partir de valores médios mensais. O modelo gera um grupo de dados de clima para cada sub-bacia. O valor para cada sub-bacia será gerado independentemente e não terá correlação espacial de valores gerados entre as diferentes sub-bacias.

#### 2.1.2.1 Precipitação, temperatura e radiação solar

O SWAT emprega um modelo desenvolvido por NICKS (1974) para gerar precipitação diária em simulações que não lêem dados medidos. Este modelo de precipitação é também usado para ocupar a falta de dados nos registros de dados medidos. O gerador de precipitação usa um modelo de cadeia Markov de primeira ordem para definir um dia de chuva ou seca por comparação com um número aleatório (0,0 – 1,0) gerado pelo modelo para probabilidade de entradas mensais de chuva-seca pelo usuário. Se o dia é classificado como chuvoso, a precipitação é gerada por uma distribuição inclinada ou uma distribuição exponencial modificada.

As temperaturas máximas e mínimas e a radiação solar são geradas por uma distribuição normal. Uma equação de continuidade é incorporada no gerador para medir as variações de temperatura e radiação causadas por condições secas versus chuvosas. A temperatura máxima e a radiação solar são ajustadas decrescentes em simulação de condições chuvosas e crescentes quando simulando condições secas. Os ajustes são feitos de forma que os valores de longo período gerados das médias mensais de temperatura máxima e radiação solar concordam com as médias de entradas.

#### 2.1.2.2 Velocidade do vento e temperatura do solo

Uma equação exponencial modificada é usada para gerar as médias diárias de velocidade do vento resultando a média mensal de velocidade do vento.

A temperatura do solo tem impacto no movimento da água e na taxa de decaimento de resíduos no solo. A média diária de temperatura do solo é calculada para a superfície do solo e o centro de cada camada do solo. A temperatura da superfície do solo é uma função das plantas de cobertura e dos resíduos de cobertura, temperatura de superfície de solo nu e previsão diária de temperatura de superfície do solo. A temperatura da camada do solo é uma função da temperatura de superfície, média anual de temperatura do ar e profundidade do solo com a qual a variação na temperatura devido à mudanças nas condições climáticas não ocorrem por muito tempo. Esta profundidade, referida como a profundidade úmida, é dependente do aumento da densidade e do conteúdo de água no solo.

## 2.2 HIDROLOGIA

A medida que ocorre a precipitação, a água pode ser interceptada e segurada na vegetação ou pode cair na superfície do solo. A água na superfície do solo pode infiltrar no perfil do solo ou escoar sobre o solo. O escoamento superficial move-se relativamente rápido em direção ao canal de drenagem e contribui a curto prazo com o corpo d'água. A água infiltrada pode ser segurada no solo e depois evapotranspirar ou pode lentamente efetuar um caminho para o sistema de água superficial via transporte subterrâneo.

### 2.2.1 Armazenamento da Cobertura Vegetal

É a água interceptada pelas superfícies vegetativas onde é segurada e disponível para evaporação. Quando usando o método SCS para computar o escoamento superficial da água no solo, o armazenamento de cobertura vegetal é considerado no cálculo do escoamento superficial. Porém, se métodos como Green & Ampt são usados para modelar infiltração e escoamento superficial, o armazenamento de cobertura vegetal deve ser modelado separadamente. O SWAT permite ao usuário

entrar com a quantia máxima de água que pode ser armazenada na cobertura vegetal e o índice de área folhar máximo para a cobertura do solo. Este valor e o índice de área foliar são usados pelo modelo para calcular o máximo armazenamento em qualquer período do ciclo de crescimento da cobertura vegetal. Quando a evaporação é calculada, a água é primeiramente removida do armazenamento da cobertura vegetal.

### 2.2.2 Infiltração

Refere-se à entrada de água da superfície ao perfil do solo. Com a infiltração contínua, o solo se torna crescentemente úmido, provocando uma taxa de infiltração decrescente com o tempo até que alcança um valor constante. A taxa inicial de infiltração depende do conteúdo de umidade do solo antes da introdução da água na superfície do solo. A taxa final de infiltração é equivalente a condutividade hidráulica saturada do solo. Devido ao método SCS usado para calcular o escoamento superficial funcionar num período diário, é incapaz de modelar a infiltração diretamente. A quantia de água que entra no perfil do solo é calculada como a diferença entre a quantidade de chuva e a quantidade de escoamento superficial da água. O método de infiltração Green & Ampt efetua diretamente a modelagem de infiltração, mas requer dados de precipitação em períodos de tempo menores.

### 2.2.3 Redistribuição

Refere-se ao movimento contínuo da água através do perfil do solo depois da entrada da água (via precipitação ou irrigação) tendo cessada na superfície do solo. A redistribuição é causada por diferenças no conteúdo de água no perfil. Uma vez que o conteúdo de água ao longo do perfil inteiro é uniforme, a redistribuição será cessada. O componente de redistribuição do SWAT usa uma técnica dirigida de armazenamento para prever o fluxo através de cada camada do solo na zona de raízes. O fluxo descendente, ou percolação, ocorre quando a capacidade de campo da

camada do solo é excedida e a camada abaixo não está saturada. A taxa de fluxo é governada pela condutividade saturada da camada do solo. A redistribuição é afetada pela temperatura do solo. Se a temperatura numa camada particular é  $0^{\circ}\text{C}$  ou abaixo, nenhuma redistribuição é permitida para aquela camada.

#### 2.2.4 Evapotranspiração

É um termo coletivo para todos os processos pelos quais a água em sua fase líquida ou sólida em ou próxima a superfície da terra converte-se em vapor d'água atmosférico. A evapotranspiração inclui evaporação dos rios e lagos, solo nu e superfícies vegetativas, a evaporação proveniente das folhas das plantas (transpiração); e sublimação proveniente do gelo e superfícies com neve. O modelo calcula a evaporação proveniente dos solos e das plantas separadamente como descrito em RITCHIE (1972). O potencial de evaporação de água do solo é calculado como uma função do potencial de evapotranspiração e do índice de área foliar (área das folhas das plantas relativa a área do HRU). A evaporação atual da água do solo é calculada com o uso de funções exponenciais da profundidade do solo e do conteúdo de água. A transpiração da planta é simulada como uma função linear do potencial de evapotranspiração e índice de área foliar.

O Potencial de evapotranspiração é a taxa com a qual a evapotranspiração ocorreria em uma área completamente e uniformemente coberta com o crescimento da vegetação, a qual tem acesso a um ilimitado abastecimento de água para o solo. Esta taxa é assumida como não afetada pelos processos microclimáticos como advecção ou efeitos de armazenamento de calor. O modelo oferece três opções para estimar o potencial de evapotranspiração: Hargreaves (HARGREAVES et al., 1985), Priestley-Taylor (PRIESTLEY & TAYLOR, 1972) e Penman-Monteith (MONTEITH, 1965).



### 2.2.5 Fluxo Lateral Subsuperficial

É a contribuição ao corpo d'água que se origina abaixo da superfície mas acima da zona onde as rochas são saturadas com água. O fluxo lateral subsuperficial no perfil do solo (0 a 2 m) é calculado simultaneamente com a redistribuição. Um modelo de armazenamento cinemático é usado para prever o fluxo lateral em cada camada do solo. O modelo considera a variação na condutividade, declividade e conteúdo de água.

### 2.2.6 Escoamento Superficial

É o fluxo que ocorre ao longo de uma superfície declivosa. Usando a quantidade de chuva diariamente ou sub-diariamente, o SWAT simula volumes de escoamento superficial e taxas de pico de escoamento superficial para cada HRU.

#### 2.2.6.1 Volume do escoamento superficial

É computado usando uma modificação do método SCS (USDA Soil Conservation Service, 1972) ou o método de infiltração de Green & Ampt (GREEN; AMPT, 1911). No método SCS, o número da curva não varia linearmente com o conteúdo de umidade do solo. O número da curva desce com o solo próximo ao ponto de murcha e aumenta para cerca de 100 com o solo próximo a saturação. O método Green & Ampt requer dados de precipitação sub-diariamente e calcula infiltração como uma função da umidade frente ao potencial mátrico e a condutividade hidráulica efetiva. A água que não infiltra torna-se escoamento superficial.

#### 2.2.6.2 Taxa de pico do escoamento superficial

Predições são feitas com uma modificação do método racional. Em resumo, o método racional é baseado na ideia de que se uma chuva de intensidade  $i$  começa

instantaneamente e continua indefinidamente, a taxa de escoamento superficial aumentará até o tempo de concentração,  $t_c$ , quando toda a sub-bacia esta contribuindo para o fluxo de saída. Na fórmula racional modificada, a taxa de pico de escoamento superficial é uma função da proporção da precipitação diária que cai na sub-bacia durante  $t_c$ , do volume de escoamento superficial diário e do tempo de concentração da sub-bacia. A proporção de chuva ocorrendo durante  $t_c$  da sub-bacia é estimada como uma função da chuva diária total usando uma técnica estocástica. O tempo de concentração da sub-bacia é estimado usando a fórmula de Manning considerando o escoamento superficial e de canal.

#### 2.2.7 Lagos

São estruturas de armazenamento de água localizadas dentro de uma sub-bacia que interceptam o escoamento superficial. A área represada de um lago é definida como uma fração da área total da sub-bacia. Os lagos são considerados como localizados longe de canais principais em uma sub-bacia e nunca recebem águas de sub-bacias a montante. A água armazenada em um lago é uma função da capacidade do lago, das vazões diárias de entrada e saída, da infiltração e evaporação. As entradas requeridas são a capacidade de armazenamento e área de superfície do lago quando cheio para sua capacidade. A área de superfície abaixo da capacidade é estimada como uma função não linear do armazenamento.

#### 2.2.8 Canais Tributários

Dois tipos de canais são definidos dentro de uma sub-bacia: o canal principal e os canais tributários. Os canais tributários são ramificações menores ou de menor ordem do canal principal dentro da sub-bacia. Cada canal tributário dentro de uma sub-bacia drena somente uma porção da sub-bacia e não recebe contribuições subterrâneas para sua vazão. Toda a vazão nos canais tributários é liberada e dirigida

através do canal principal da sub-bacia. O SWAT usa os atributos dos canais tributários para determinar o tempo de concentração para a sub-bacia.

#### 2.2.8.1 Perdas na transmissão

São as perdas de escoamento superficial via lixiviação através do fundo do canal. Este tipo de perda ocorre em corpos d'água efêmeros ou intermitentes onde a contribuição de água subterrânea ocorre somente em certos períodos do ano ou não em todo o ano. O SWAT usa o método Lane descrito no capítulo 19 do SCS Hydrology Handbook (USDA Soil Conservation Service, 1983) para calcular perdas na transmissão. A água perdida do canal é uma função da largura e do comprimento do canal e duração da vazão. O volume de escoamento superficial e a taxa de pico são ajustados quando ocorrem perdas na transmissão em canais tributários.

#### 2.2.9 Escoamento de Base

É o volume do corpo d'água originado da água subterrânea. O SWAT separa a água subterrânea em dois sistemas aquíferos: um superficial, aquífero não confinado que contribui com escoamento de base para os corpos d'água dentro da bacia hidrográfica e um profundo, aquífero confinado que contribui para o escoamento de base para corpos d'água fora da bacia hidrográfica (ARNOLD et al., 1993). A percolação da água além da profundidade da zona de raízes é dividida em duas frações, cada fração torna-se recarga para um dos aquíferos. Além disso, para o escoamento de base, a água armazenada no aquífero superficial pode encher de umidade o perfil do solo em condições muito secas ou ser diretamente removida pelas plantas. A água nos aquíferos de superfície e profundos pode ser removida por bombeamento.

### 2.2.10 Cobertura do Solo/ Crescimento de Plantas

O SWAT utiliza um único modelo de crescimento de plantas para simular todos os tipos de coberturas do solo. O modelo é capaz de diferenciar plantas anuais de perenes. As plantas anuais se desenvolvem a partir da data de plantio até a data da colheita ou até a unidade de calor acumulada equivalente a unidade de calor potencial para a planta. As plantas perenes mantêm seus sistemas de raízes ao longo do ano, tornando-se dormentes nos meses de inverno. Elas retornam ao crescimento quando a média da temperatura do ar diária excede o mínimo ou base, da temperatura requerida. O modelo de crescimento de planta é usado para avaliar a remoção de água e nutrientes da zona de raízes, a transpiração e a produção de biomassa.

#### 2.2.10.1 Crescimento potencial

O potencial de crescimento de biomassa da planta em um determinado dia é definido como o crescimento da biomassa em condições de crescimento ideais. O potencial de crescimento em biomassa para um dia é uma função da energia interceptada e da eficiência da planta em converter energia em biomassa. A interceptação de energia é calculada como uma função da radiação solar e do índice de área foliar.

#### 2.2.10.2 Transpiração real e potencial

O processo usado para calcular o potencial de transpiração da planta foi descrito na seção de evapotranspiração. A transpiração atual é uma função da transpiração potencial e da disponibilidade de água no solo.

#### 2.2.10.3 Captação de nutrientes

O uso de nitrogênio e fósforo pelas plantas é calculado com uma técnica da oferta e da demanda onde as demandas diárias da planta em nitrogênio e fósforo são

calculadas como a diferença entre a concentração real do elemento na planta e a concentração ótima. A concentração ótima do elemento varia com o estágio de crescimento como descrito por JONES (1983).

#### 2.2.10.4 Restrições de crescimento

O potencial de crescimento da planta e a produção, usualmente não são alcançadas devido à limitações impostas pelo ambiente. O modelo calcula o estresse causado por água, nutrientes e temperatura.

#### 2.2.11 Erosão

A erosão e a produção de sedimentos são estimados para cada HRU com a Equação Universal de Perda de Solo Modificada (Modified Universal Soil Loss Equation – MUSLE) (WILLIAMS, 1975). Enquanto, a USLE usa a chuva como um indicador de energia erosiva, a MUSLE usa a quantidade de escoamento superficial para simular a erosão e a produção de sedimento. A substituição resulta em benefícios: a acurácia da predição do modelo é aumentada, a necessidade de uma taxa de fornecimento de sedimento por erosão é eliminada e um único cálculo de evento de chuva de produção de sedimento pode ser calculado. O modelo de hidrologia fornece cálculos de volume e taxa de pico de escoamento superficial os quais, com a área da sub-bacia, são usados para calcular a variável de energia erosiva do escoamento superficial. O fator de manejo de cultura é recalculado todo dia no qual o escoamento superficial ocorre. Isto é uma função da biomassa sobre o solo, do resíduo na superfície do solo e do fator C mínimo para a planta. Outros fatores da equação de erosão são utilizados como descritos por WISCHMEIER; SMITH (1978).

## 2.2.12 Nutrientes

O SWAT segue o movimento e as transformações das diversas formas de nitrogênio e fósforo na bacia hidrográfica. Os nutrientes podem ser introduzidos ao canal principal e transportados para jusante através do escoamento superficial e do fluxo lateral subsuperficial.

### 2.2.12.1 Nitrogênio

O uso de nitrogênio pela planta é calculado usando a técnica de oferta e demanda descrita na seção de crescimento da planta. Além do uso pela planta, o nitrato e o N orgânico podem ser removidos do solo via fluxo de massa da água. Quantidades de  $\text{NO}_3\text{-N}$  contidas no escoamento superficial, fluxo lateral e percolação são calculados como produtos do volume de água e a concentração média de nitrato na camada. O transporte de N orgânico com o sedimento é calculado como uma função carga desenvolvida por McELROY et al. (1976) e modificada por WILLIAMS & HANN (1978) para aplicação em eventos de escoamento superficial individuais. A função carga calcula a perda diária de N orgânico no escoamento superficial baseada na concentração do N orgânico na camada de solo superficial, na produção de sedimento e na razão de enriquecimento. A razão de enriquecimento é a concentração de N orgânico no sedimento dividido pela concentração de N orgânico no solo.

### 2.2.12.2 Fósforo

A utilização de fósforo pela planta é calculada usando a oferta e a demanda descritos na seção de crescimento de plantas. Além da utilização da planta, o fósforo solúvel e o P orgânico podem ser removidos do solo via fluxo de massa da água. O fósforo é um nutriente não móvel e a interação entre o escoamento superficial com P em solução nos 10 mm superficiais do solo não é completa. A quantia de P solúvel removida no escoamento superficial é prevista usando a concentração de P em solução

nos 10 mm superficiais do solo, o volume de escoamento superficial e um fator de partionamento. O transporte de sedimento de P é simulado como uma função carga descrita no transporte de N orgânico.

#### 2.2.13 Manejo

O SWAT permite ao usuário definir práticas de manejo em cada HRU. O usuário pode definir o início e o final da estação de crescimento, especificar o período e a quantidade de fertilizante, a aplicação de pesticida e a irrigação, como também o período de colheita. Perto do fim da estação de crescimento, a biomassa pode ser removida do HRU pela colheita ou colocada na superfície como resíduo.

Além destas práticas de manejo básicas, são disponíveis operações como pastagem, fertilização e aplicações mecanizada de água e incorporação para cada opção de manejo para uso da água. A última melhoria para o manejo de solo é a incorporação de rotinas para o cálculo de cargas de sedimento e nutrientes provenientes de áreas urbanas.

### **3 FASE DE PROPAGAÇÃO DO CICLO HIDROLÓGICO**

Um vez que o SWAT determina a carga de água, sedimento e nutrientes para o canal principal, as cargas são dirigidas através da rede de corpos d'água da bacia hidrográfica usando uma estrutura de comando similar a HYMO (WILLIAMS & HANN, 1972). Além disso, para manter o caminho de fluxo de massa no canal, o SWAT modela as transformações dos químicos na coluna d'água e no sedimento.

#### **3.1 PROPAGAÇÃO NO CANAL OU TRECHO PRINCIPAL**

A propagação no canal principal pode ser dividida em quatro componentes: água, sedimento, nutrientes e químicos orgânicos.

##### **3.1.1 Propagação de Cheia**

Uma porção da vazão de água a jusante, pode ser perdida devido a evapotranspiração e transmissão através do leito do canal. Outra perda potencial é a remoção da água do canal para agricultura e usos humanos. A vazão pode ser acrescentada pela queda direta da chuva no canal e/ou pela adição de água com descargas de fontes pontuais. A vazão é dirigida através do canal usando uma variável do método de coeficiente de armazenamento desenvolvido por WILLIAMS (1969) (Muskingum routing method).

##### **3.1.2 Propagação de Sedimentos**

O transporte de sedimentos no canal é controlado por operações simultâneas de dois processos, deposição e degradação. A versão anterior do SWAT usava a potência de escoamento para calcular deposição/degradação nos canais (ARNOLD et al, 1995). BAGNOLD (1977) definiu potência de escoamento como o produto da



densidade da água, taxa de escoamento da água e declividade da superfície. WILLIAMS (1980) usou a definição de potência de escoamento de BAGNOLD (1977) no desenvolvimento de um método para determinar a degradação como uma função da declividade e velocidade do canal. Nesta versão do SWAT, a equação tem sido simplificada e a quantia máxima de sedimento que pode ser transportada de um segmento é uma função da velocidade de pico do canal. A potência de escoamento disponível é usada para desprender o material desagregado e depositado até que todo material seja removido. O excesso de potência de escoamento causa degradação do fundo do canal. A degradação do fundo é ajustada para a erodibilidade e cobertura do fundo do corpo d'água.

### 3.1.3 Propagação de Nutrientes

As transformações de nutrientes no corpo d'água são controladas pelos componentes de qualidade da água do modelo. A cinética do corpo d'água usada no SWAT para transporte de nutrientes são adaptadas do QUAL2E (BROWN & BARNWELL, 1987). O modelo trilha os nutrientes dissolvidos no corpo d'água e os nutrientes adsorvidos no sedimento. Os nutrientes dissolvidos são transportados com a água enquanto os adsorvidos aos sedimento são disponíveis para serem depositados com o sedimento no fundo do canal.

## 3.2 PROPAGAÇÃO EM LAGOS

O balanço de água para lagos inclui vazão de entrada, vazão de saída, chuva na superfície, evaporação, sedimentação no fundo do lago e desvios.

### 3.2.1 Vazão de Saída do Lago

O modelo oferece três alternativas para calcular a vazão de saída. A primeira opção permite ao usuário entrar com a medida de vazão de saída. A segunda opção,

projetada para pequenos, reservatórios não controlados, requer ao usuário que especifique uma taxa de liberação de água. Quando o volume do reservatório excede o armazenamento principal, a água extra é liberada em uma taxa especificada. O volume excedente à emergência é transbordado e liberado dentro de um dia. Na terceira opção, projetada para grandes, reservatórios controlados, o usuário especifica a meta de volume mensal para o reservatório.

### 3.2.2 Propagação de Sedimentos

O sedimento que entra pode originar-se do transporte através de trechos a montante ou do escoamento superficial dentro da sub-bacia. A concentração de sedimentos no reservatório é estimada usando uma única equação de continuidade baseada no volume e concentração de entradas, saídas e água retida no reservatório. A deposição do sedimento no reservatório é governada por um equilíbrio da concentração de sedimentos e do tamanho médio das partículas. A quantia de sedimento que sai do reservatório é o produto do volume de água saindo e da concentração de sedimentos suspensos no reservatório no momento da saída.

### 3.2.3 Nutrientes no Lago

Um único modelo para balanço de massa de nitrogênio e de fósforo elaborado por CHAPRA (1997). O modelo assume:

- a) o lago completamente misturado;
- b) o fósforo é o nutriente limitante e
- c) o fósforo total é a medida de estado trófico do lago.

A primeira suposição ignora a estratificação do lago e a intensificação do fitoplâncton n epilímnio. A segunda suposição é geralmente válida quando fontes não pontuais dominam e a terceira suposição implica que uma relação existe entre o fósforo total e a biomassa. A equação de balanço de massa do fósforo inclui a concentração no lago, o fluxo de entrada, o fluxo de saída e a taxa de perda global.

## 4 EQUAÇÕES DE TRANSPORTE DE FÓSFORO NO SOLO

### 4.1 TRANSPORTE DE FÓSFORO SOLÚVEL

O mecanismo primário de movimento de fósforo no solo é por difusão. Difusão é a migração de íons em pequenas distâncias (1 a 2 mm) na solução do solo como resposta a um gradiente de concentração. Devido à baixa mobilidade do fósforo em solução, o escoamento superficial só interage parcialmente com o P em solução armazenado na camada dos 10 mm superficiais do solo. A quantia de fósforo solúvel transportada no escoamento superficial é dada pela equação:

$$P_{\text{super}} = \frac{P_{\text{solução,superf}} \cdot Q_{\text{superf}}}{\rho_b \cdot \text{prof}_{\text{superf}} \cdot k_{d,\text{superf}}} \quad (2)$$

Onde:

$P_{\text{superf}}$  - fósforo solúvel perdido no escoamento superficial (kg/ha de P)

$P_{\text{solução,superf}}$  - fósforo em solução nos 10 mm superiores do solo (kg/ha de P)

$Q_{\text{superf}}$  - escoamento superficial em um dado dia (mm H<sub>2</sub>O)

$\rho_b$  - densidade do solo nos 10 mm superiores do solo (mg/m<sup>3</sup>), equivalente à densidade da primeira camada do solo

$\text{prof}_{\text{superf}}$  - profundidade da camada superficial (10 mm)

$k_{d,\text{superf}}$  - coeficiente de proporção do fósforo no solo (m<sup>3</sup>/mg), corresponde a fração de concentração de fósforo solúvel na superfície de 10 mm do solo pela concentração do fósforo solúvel no escoamento superficial.

### 4.2 TRANSPORTE DE FÓSFORO ORGÂNICO E MINERAL JUNTO AO SEDIMENTO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Os fósforos orgânico e mineral aderidos à partículas de solo podem ser transportados pelo escoamento superficial até o canal principal. Estas formas de fósforo estão associadas com a carga de sedimento proveniente do HRU e as mudanças na carga de sedimento serão refletidas nas cargas destas formas de fósforo. A quantia de fósforo transportada com o sedimento até o corpo d'água é calculada como uma função desenvolvida por McELROY et al. (1976) e modificada por WILLIAMS & HANN (1978):

$$\text{SedP}_{\text{superf}} = 0,001 \cdot \text{conc}_{\text{sedP}} \cdot \frac{\text{sed}}{\text{área}_{\text{hru}}} \cdot \varepsilon_{\text{P:sed}} \quad (3)$$

Onde

$SedP_{super}$  - fósforo transportado com o sedimento no escoamento superficial até o canal principal (kg/ha de P)

$conc_{sedP}$  - concentração de fósforo ligado ao sedimento nos 10 mm superiores do solo (g de P/t de solo)

$sed$  - produção de sedimentos em um dado dia (toneladas)

$área_{hru}$  - área da unidade de resposta hidrológica (ha)

$\epsilon_{P:sed}$  - razão de enriquecimento de fósforo.

A concentração de fósforo ligado ao sedimento na camada superficial do solo,  $conc_{sedP}$  é calculada:

$$conc_{sedP} = 100 \cdot \frac{(Pmin_{ativo,superf} + Pmin_{estável,superf} + Porg_{hum,superf} + Porg_{fres,superf})}{\rho_b \cdot prof_{superf}} \quad (4)$$

Onde

$Pmin_{ativo,superf}$  - fósforo em compostos minerais ativos nos 10 mm superiores do solo (kg/ha de P)

$Pmin_{estável,superf}$  - fósforo em compostos minerais estáveis nos 10 mm superiores do solo (kg/ha de P)

$Porg_{hum,superf}$  - fósforo em compostos orgânicos húmicos nos 10 mm superiores do solo (kg/ha de P)

$Porg_{fres,superf}$  - fósforo em compostos orgânicos frescos nos 10 mm superiores do solo (kg/ha de P)

A razão de enriquecimento é definida como a relação entre a concentração de fósforo transportada com o sedimento e a concentração de fósforo na camada superficial do solo. O SWAT calcula uma razão de enriquecimento para cada evento de chuva ou permite ao usuário definir uma taxa de enriquecimento particular para o fósforo ligado ao sedimento, que é usada para todos as chuvas durante a simulação. Para calcular a razão de enriquecimento, o SWAT usa uma relação descrita por MENZEL (1980) na qual a razão de enriquecimento é logaritmicamente relacionada com a concentração do sedimento. A equação usada para calcular a razão de enriquecimento de fósforo para cada evento de chuva é:

$$\epsilon_{P:sed} = 0,78 \cdot (conc_{sed,superf})^{-0,2468} \quad (5)$$

Onde:

$conc_{sed,superf}$  - concentração de sedimento no escoamento superficial (mg de sed./m<sup>3</sup> de H<sub>2</sub>O)

A concentração de sedimento no escoamento superficial é calculada:

$$conc_{sed,superf} = \frac{sed}{10 \cdot área_{hru} \cdot Q_{superf}} \quad (6)$$

## 5 REFERÊNCIAS

- ARNOLD, J.G.; ALLEN, P. M.; BERNHARDT, G. A comprehensive surface-groundwater flow model. **J. Hydrol.** 142:47-62. 1993.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; SAMMONS, N.B. **SWRRB: A basin scale simulation model for soil and water resources management**. Texas A & M Univ. Press, College Station, TX. 1990.
- ARNOLD, J. G.; WILLIAMS, J. R.; Maidment, D. R. Continuous-time water and sediment-routing model for large basins. **Journal of Hydraulic Engineering.** 121(2): 171-183. 1995.
- BAGNOLD, R. A. Bedload transport in natural rivers. **Water Resources Res.** 13(2):303-312. 1977.
- BROWN, L. C.; BARNWELL JR, T. O. **The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual**. EPA document EPA/600/3-87/007. USEPA, Athens, GA. 1987.
- CHAPRA, S.C. **Surface water-quality modeling**. McGraw-Hill, Boston, 1997.
- GREEN, W. H.; AMPT, G. A. Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. **Journal of Agricultural Sciences.** 4:11-24. 1911.
- HARGREAVES, G. L.; HARGREAVES, G. H.; RILEY, J. P. Agricultural benefits for Senegal River Basin. **J. Irrig. and Drain. Engr.** 111(2): 113-124. 1985.
- JONES, C. A. A survey of the variability in tissue nitrogen and phosphorus concentrations in maize and grain sorghum. **Field Crops Res.** 6:133-147. 1983.
- KNISEL, W. G. **CREAMS, a fiel scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems**. USDA Cconservation Research Rept. n. 26. 1980.
- LEONARD, R. A.; WAUCHOPE, R. D. Chapter 5: The pesticide submodel. In: KNISEL, W. G. (ed). **CREAMs: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems**. U. S. Departement of Agriculture, Conservation research report. n. 26. . p. 88-1121980.
- LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. **Trans. ASAE.** 30(5):1403-1428. 1987.
- McELROY, A. D.; CHIU, S.Y.; NEBGEN, J.W. **Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources**. EPA document EPA 600/2-76-151. USEPA, Athens, GA. 1976.
- MENZEL, R. G. Enrichment ratios for water quality modeling. In: KNISEL, W. G. (ed.). **CREAMs: A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems**. U. S. Dept. Agr. Conserv. Res. Rept. n. 26. P. 486-492. 1980.

- MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. P. 205-534. In: **The state and movement of water in living organisms. 19<sup>th</sup> Symposia of the Society for Experimental Biology**. Cambridge Univ. Press, London, U. K. 1965.
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J. R.; KING, K. W. (a) **Soil and water assessment tool - theoretical documentation**, version 2000. Temple: Grassland, Soil and Eater Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center – Texas Agricultural Experiment Station. 212p.
- NICKS, A. D. Stochastic generation of the occurrence, pattern and location of maximum amount of daily rainfall. p. 154-171. In: **Proc. Symp. Statistical Hydrology**, Tucson, AZ. aug-set. 1971. USDA Misc. Publ. 1275. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.1974.
- PRIESTLEY, C. H. B.; TAYLOR, R. J. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. **Mon. Weather Rev.** 100:81-92. 1972.
- RITCHIE, J. T. A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. **Water Resour. Res.** 8:1204-12113. 1972.
- USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. **National Enineering Handbook Section 4 Hydrology**, Chapter 19. 1983
- USDA SOIL CONSERVATION SERVICE. **National Enineering Handbook Section 4 Hydrology**, Chapters 4-10. 1972.
- WILLIAMS, J. R. SPNM, a model for predicting sediment, phosphorus and nitrogen yields from agricultural basins. **Water Resour. Bull.** 16 (5):843-848.1980.
- WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. **Water Resour. Bull.** 11 (5):965-974.1975.
- WILLIAMS, J. R. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. **Trans. ASAE.** 12(1):100-103. 1969.
- WILLIAMS, J. R; NICKS A.D.; ARNOLD, J.G. Simulator for water resources in rural basins. **Journal of Hydraulic Engineering.** 111(6):970-986. 1985.
- WILLIAMS, J. R.; HANN, R.W. **Optimal operation of large agricultural watershed with water quality constraints**. Texas Water Resources Institute, Texas A&M Univ. Tech. Rept. n.96. 1978.
- WILLIAMS, J. R.; HANN, R.W. HYMO, a problem-oriented computer language for building hydrologic models. **Water Resources Res.** 8(1):79-85. 1972
- WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Trans. ASAE.** 27 (1):129-144. 1984.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall losses: a guide to conservation planning**. USDA Agricultural Handbook, n. 537. U. S. Gov. Print. Office, Washington, D. C. 1978.

**ANEXO 2 - RESULTADOS DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DA ÁGUA  
EXISTENTES EM 21/11/2002; FORNECIDOS PELO SIA – SISTEMA DE  
INFORMAÇÕES AMBIENTAIS, CADASTRO DE ANÁLISE DE ÁGUA  
DO IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ**

**TABELA 1 – RESULTADOS OBTIDOS PARA A ESTAÇÃO AI 41, LOCALIZADA NO RIO  
PIRAQUARA (PONTE ESTRADA DA ROSEIRA)**

*continua*

DATA	Fosfato Total (mg/L de P)	Nitrogênio Kjeldahl (mg/L de N)	Nitrogênio Orgânico (mg/L de N)	Nitrito (mg/L de N)	Nitrato (mg/L de N)	Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N)
29/05/1991	0,031	0,32	0,25	0,003	0,01	0,07
11/09/1991	0,040	0,25	0,25	0,005	5,93	0,01
12/12/1991	0,084	0,39	0,39	0,002	0,05	0,01
26/02/1992	0,183	0,44	0,44	0,005	0,01	0,01
13/09/1993	0,060	0,35	-	0,003	0,14	0,08
13/01/1994	0,031	0,52	-	0,002	0,11	0,24
09/08/1994	0,018	0,37	-	0,003	0,11	0,15
06/03/1995	0,029	0,54	-	0,032	0,05	0,81
13/02/1996	0,007	0,17	-	0,004	0,05	0,01
28/03/1996	0,034	0,37	-	0,01	0,08	0,07
23/04/1996	0,031	0,2	-	0,002	0,08	0,08
21/05/1996	0,016	0,34	-	0,005	0,1	0,07
24/06/1996	0,010	0,08	-	0,007	0,09	0,04
22/07/1996	0,010	0,32	-	0,004	0,09	0,19
27/08/1996	0,033	0,6	-	0,004	0,05	0,18
23/09/1996	0,010	0,44	-	0,004	0,09	0,01
30/10/1996	0,025	0,52	-	0,004	0,05	0,06
02/12/1996	0,027	0,63	-	0,004	0,08	0,08
25/03/1997	0,058	0,55	-	0,001	0,08	0,33
22/04/1997	0,009	0,44	-	0,003	0,15	0,2
17/06/1997	0,002	0,51	-	0,004	0,09	0,13
24/07/1997	0,033	0,18	-	0,008	0,1	0,01
03/09/1997	0,060	0,38	-	0,005	0,11	0,06
11/09/1997	0,074	0,31	-	-	-	-
02/10/1997	0,058	0,42	-	0,006	0,14	0,01
19/11/1997	0,028	0,5	-	0,003	0,07	0,05
03/03/1998	0,034	0,57	-	0,003	0,05	0,04
14/04/1998	0,020	0,17	-	0,001	0,11	0,05
24/06/1998	0,031	0,12	-	0,003	0,03	0,04
26/08/1998	0,026	0,27	-	0,001	0,71	0,03
10/02/1999	0,032	0,25	-	0,004	0,02	0,03
05/05/1999	0,021	0,18	-	0,005	0,2	0,08
21/07/1999	0,019	0,12	-	0,002	0,17	0,09
23/03/2000	0,027	0,42	-	0,017	0,07	0,08
03/05/2000	0,033	0,25	-	0,027	0,14	0,21
13/06/2000	0,005	0,83	-	0,002	0,14	0,76
11/07/2000	0,084	0,21	-	0,002	0,13	0,08
27/11/2000	0,062	0,35	-	0,002	0,07	0,09
17/07/2001	0,025	0,13	-	0,002	0,17	0,05
04/10/2001	0,021	0,42	-	0,003	0,02	0,02
04/12/2001	0,021	0,27	-	0,003	0,06	0,04

TABELA 1 – RESULTADOS OBTIDOS PARA A ESTAÇÃO AI 41, LOCALIZADA NO RIO PIRAQUARA (PONTE ESTRADA DA ROSEIRA)

DATA	Fosfato Total (mg/L de P)	Nitrogênio Kjeldahl (mg/L de N)	Nitrogênio Orgânico (mg/L de N)	Nitrito (mg/L de N)	Nitrato (mg/L de N)	Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N)
05/04/2002	0,028	0,5	-	0,003	0,12	0,12
26/06/2002	0,014	0,28	-	0,003	0,14	0,03
17/07/2002	0,009	0,18	-	0,002	0,16	0,02
27/08/2002	0,014	0,25	-	0,003	0,14	0,02
19/09/2002	0,035	0,59	-	0,005	0,10	0,08
10/10/2002	0,038	0,91	-	0,004	0,08	0,06
<b>MÉDIA</b>	<b>0,040</b>	<b>0,374</b>	<b>0,332</b>	<b>0,005</b>	<b>0,112</b>	<b>0,116</b>

NOTA: \* valores acima do permitido pela legislação (Resolução CONAMA 20: fosfato total < 0,025 mg/L)

TABELA 2 – RESULTADOS OBTIDOS PARA A ESTAÇÃO PIRI - I, LOCALIZADA NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA I

DATA	Fosfato Total (mg/L de P)	Nitrogênio Kjeldahl (mg/L de N)	Nitrito (mg/L de N)	Nitrato (mg/L de N)	Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N)
07/03/1995	0,005	0,32	0,002	0,05	0,14
19/10/1995	0,008	0,34	0,007	0,08	0,07
03/04/1996	0,010	0,39	0,001	0,08	0,04
29/08/1996	0,010	0,69	0,003	0,05	0,05
25/06/1997	0,154	0,41	0,001	0,01	0,04
27/01/1998	0,011	0,18	0,001	0,02	0,05
30/06/1998	0,014	0,23	0,002	0,05	0,04
19/01/1999	0,017	0,28	0,004	0,01	0,02
30/08/2000	0,019	0,76	0,002	0,09	0,28
18/07/2001	0,007	0,48	0,002	0,08	0,37
06/03/2002	0,015	0,16	0,002	0,02	0,02
26/07/2002	0,015	0,36	0,002	0,09	0,15
<b>MÉDIA</b>	<b>0,023</b>	<b>0,38</b>	<b>0,002</b>	<b>0,05</b>	<b>0,10</b>

Nitrogênio total = Nitrogênio Kjeldahl + Nitrito + Nitrato

Relação N/P

- Estação AI 41 =  $0,491/0,040 = 12,275/1$

- Reservatório Piraquara I =  $0,432/0,023 = 18,78/1$





## ANEXO 4 - RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES MATEMÁTICAS

TABELA 1 - CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, OBTIDA PARA O ANO DE 2006, NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A E B

MESES	CENÁRIO A	CENÁRIO B
	FÓSFORO TOTAL (mg/L)	
Janeiro	0,049575	0,053698
Fevereiro	0,033796	0,035869
Março	0,045212	0,051913
Abril	0,031802	0,045742
Maio	0,064359	0,085778
Junho	0,023939	0,041093
Julho	0,034789	0,055434
Agosto	0,024639	0,033355
Setembro	0,017387	0,025183
Outubro	0,045684	0,065884
Novembro	0,073755	0,094353
Dezembro	0,032090	0,045530

TABELA 2 - PRECIPITAÇÃO SIMULADA PARA O ANO DE 2006

MESES	PRECIPITAÇÃO (mm)
Janeiro	139,616
Fevereiro	122,986
Março	152,011
Abril	97,303
Maio	183,205
Junho	61,582
Julho	88,694
Agosto	63,172
Setembro	50,551
Outubro	147,370
Novembro	170,215
Dezembro	113,762

TABELA 3 - EXPORTAÇÃO DE CARGA DE P TOTAL NA ÁREA DE DRENAGEM DE CONTRIBUIÇÃO AO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, CENÁRIOS A E B

MESES	CENÁRIO A e B
	FÓSFORO TOTAL (kg/ha)
Janeiro	0,053395
Fevereiro	0,010847
Março	0,029805
Abril	0,070286
Maio	0,155967
Junho	0,041167
Julho	0,076644
Agosto	0,031615
Setembro	0,018859
Outubro	0,098262
Novembro	0,223961
Dezembro	0,047627

TABELA 4 – CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL NO RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, OBTIDA PARA O ANO DE 2006, NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A1 E B1

MESES	CENÁRIO A1	CENÁRIO B1
	FÓSFORO TOTAL (mg/L)	
Janeiro	0,016107	0,022595
Fevereiro	0,010009	0,015993
Março	0,013280	0,020400
Abril	0,017288	0,022262
Maio	0,037748	0,045631
Junho	0,016880	0,026933
Julho	0,023583	0,034083
Agosto	0,011335	0,021836
Setembro	0,007606	0,016059
Outubro	0,024115	0,030143
Novembro	0,055359	0,060335
Dezembro	0,020394	0,028689

TABELA 5 – CARGA DIFUSA DE P TOTAL EXPORTADA PARA O RESERVATÓRIO PIRAQUARA II, NO ANO DE 2006 NAS SIMULAÇÕES DOS CENÁRIOS A E A1

MESES	FÓSFORO TOTAL (kg/ha)		REDUÇÃO (%)
	CENÁRIO A	CENÁRIO A1	
Janeiro	0,053395	0,005336	90
Fevereiro	0,010847	0,000532	95
Março	0,029805	0,001589	94
Abril	0,070286	0,015263	78
Maio	0,155967	0,060053	61
Junho	0,041167	0,009191	77
Julho	0,076644	0,025654	66
Agosto	0,031615	0,006191	80
Setembro	0,018859	0,003183	83
Outubro	0,098262	0,034757	64
Novembro	0,223961	0,140394	37
Dezembro	0,047627	0,023078	51